

Approche méthodologique pour l'évaluation des risques sanitaires liés à l'incinération des déchets industriels spéciaux



C4H5O2_5 2/ 9/99 THERMC 4H 50 2 0G 300.000 5000.000 1392.000 1
1.64121890E+01 1.20184883E-02-4.40468566E-06 7.30124728E-10-4.42784365E-14 2



ETUDE N° 01-0658/1A

**APPROCHE METHODOLOGIQUE POUR L'EVALUATION
DES RISQUES SANITAIRES LIES A L'INCINERATION
DES DECHETS INDUSTRIELS SPECIAUX**

RAPPORT FINAL

décembre 2003

P. NAQUIN, P. BRULA, D. ZMIROU, E. MOUNIER - Réseau Santé Déchets

Créée en 1989 à l'initiative du Ministère en charge de l'Environnement, l'association RECORD – REseau COopératif de Recherche sur les Déchets et l'Environnement – est le fruit d'une triple coopération entre industriels, pouvoirs publics et chercheurs. L'objectif principal de RECORD est le financement et la réalisation d'études et de recherches dans le domaine des déchets et des pollutions industrielles.

Les membres de ce réseau (groupes industriels et organismes publics) définissent collégalement des programmes d'études et de recherche adaptés à leurs besoins. Ces programmes sont ensuite confiés à des laboratoires publics ou privés.

Avertissement :

Les rapports ont été établis au vu des données scientifiques et techniques et d'un cadre réglementaire et normatif en vigueur à la date de l'édition des documents.

Ces documents comprennent des propositions ou des recommandations qui n'engagent que leurs auteurs. Sauf mention contraire, ils n'ont pas vocation à représenter l'avis des membres de RECORD.

- ✓ Pour toute reprise d'informations contenues dans ce document, l'utilisateur aura l'obligation de citer le rapport sous la référence :
RECORD, Approche méthodologique pour l'évaluation des risques sanitaires liés à l'incinération des déchets industriels spéciaux, 2003, 103 p, n°01-0658/1A.
- ✓ Ces travaux ont reçu le soutien de l'ADEME (Agence de l'Environnement et de la Maîtrise de l'Energie)
www.ademe.fr

© RECORD, 2003

RÉSUMÉ

L'objectif de ce travail était d'améliorer la qualité et la lisibilité des études d'évaluation des risques sanitaires spécialement pour l'incinération des déchets industriels spéciaux. Seules les émissions atmosphériques canalisées ont été étudiées. Sur la base d'une étude bibliographique des émissions des incinérateurs de déchets industriels et sur la base de l'existence des valeurs toxicologiques de référence (VTR) qui permettent d'appréhender la survenue d'un effet sanitaire, une liste de 12 polluants a été choisie. A la suite de cette démarche, il a été établi que les données d'émissions des incinérateurs français étaient insuffisamment connues. Pour évaluer les risques sanitaires liés aux polluants sélectionnés, un site virtuel placé dans deux configurations météorologiques et topographiques tirées de la réalité a été élaboré. La modélisation de la dispersion des polluants a été réalisée par ARIA Technologies au moyen du logiciel ARIA Impact, logiciel 2D amélioré, déconseillé pour les forts reliefs. L'estimation de l'exposition par ingestion a été calculée à partir du logiciel Cal'Tox. Pour les deux types de roses des vents testées, les résultats des calculs de risques montrent qu'une installation respectant les valeurs limites d'émission de la réglementation n'induit pas de risques excessifs, à l'exception des dioxines pour lesquelles une étude plus fine devra être menée. L'étude effectuée a permis de tester et d'affiner une méthodologie d'évaluation des risques sanitaires, notamment par la prise en compte d'indicateurs pertinents. Cette étude devrait ainsi permettre d'aider les industriels dans la définition du cahier des charges des études d'impact et l'interprétation de leurs résultats.

Mots-clés

Français : Incinérateur, incinération, déchets industriels spéciaux (DIS), déchets dangereux, réglementation, France, étude d'impact, risques sanitaires, méthodologie, émissions atmosphériques, polluant traceur, dioxine, métaux lourds, benzène, naphthalène, HCl, dioxyde de soufre, poussières, site virtuel, modélisation, dispersion, inhalation, ingestion.

Anglais : Incinerator, combustion, hazardous waste, regulation, France, impact study, health risks, methodology, atmospheric emissions, tracer pollutant, dioxin, heavy metals, benzene, naphthalene, sulphur dioxide, dust, virtual site, modeling, dispersion, inhalation, ingestion.

SOMMAIRE

1 – Introduction générale	5
1.1 Contexte et objectifs de l'étude	5
1.2 Présentation du comité de pilotage de RECORD et du groupement constitué par le RSD pour l'étude	6
1.3 Présentation du rapport	6
2 – Synthèse bibliographique	7
2.1 Les émissions de polluants	7
2.1.1 Généralités	7
2.1.2 Recherche bibliographique	8
2.1.3 Les métaux	8
2.1.4 Les composés organiques	9
2.1.5 Les autres polluants	11
2.2 Les risques sanitaires liés aux émissions des incinérateurs de déchets industriels spéciaux	12
2.2.1 Introduction – Mise en garde	12
2.2.2 Travaux d'évaluation des risques	12
2.2.3 Études d'exposition	13
2.2.3.1 Métaux lourds	13
2.2.3.2 Dioxines et furanes	14
2.2.4 Études épidémiologiques	14
2.2.4.1 Impacts respiratoires	14
2.2.4.2 Cancers pulmonaires	15
2.2.4.3 Anomalies congénitales	16
2.2.4.4 Effets hormonaux	16
2.2.4.5 Autres effets sanitaires étudiés	16
3 – Evaluation des risques pour deux sites virtuels	19
3.1 Contexte de l'étude	19
3.2 Présentation de la méthode d'évaluation des risques	19
3.3 Caractérisation du danger des émissions des UIDIS	20
3.3.1 Justification du choix des émissions canalisées	20
3.3.2 Critères pour le choix des polluants traceurs des risques	21
3.3.3 Définition des relations doses -effets	22
3.3.3.1 Définition d'une valeur toxicologique de référence	22
3.3.3.2 Choix des valeurs toxicologiques de référence	23
3.4 Estimation des expositions	25
3.4.1 Construction d'un scénario d'exposition	25
3.4.1.1 Principes	25
3.4.1.2 Détermination des "valeurs repères"	26
• Polluants possédant une valeur réglementaire individuelle d'émission	26
• Polluants possédant une valeur réglementaire d'émission appliquée à un ensemble de polluants	27
3.4.1.3 Synthèse des valeurs repères	28
3.4.2 Exposition par inhalation	28
3.4.2.1 Modélisation par le logiciel Pol'ER	28
• Présentation du logiciel	28
• Zone d'étude	29
• Population	30
• Dispersion des polluants	30
• Données météorologiques	30
3.4.2.2 Modélisation par le logiciel ARIA Impact	31
3.4.2.2.1 Le logiciel	31
• Présentation	31
• La dispersion des polluants	31
• Les conditions météorologiques	32
3.4.2.2.2 Le site A	32
3.4.2.2.3 Le site B	35
3.4.3 Exposition par ingestion	39
3.4.3.1 Modélisation par le logiciel CalTox	39
3.4.3.2 Adaptation des caractéristiques de terrain	40
3.4.3.3 Valeurs physiologiques nécessaires à l'utilisation du logiciel CalTox [ExxonMobil Biomedical Sciences, 2000]	40
3.4.3.4 Exposition par ingestion directe	41

3.4.3.5	Exposition par ingestion indirecte	41
3.4.3.6	Surface potagère	43
3.4.3.7	Estimation du nombre de pêcheurs	43
3.4.3.8	Exploitations de vaches laitières	44
3.5	Caractérisation des risques	44
3.5.1	Polluants à effet cancérogène ou à effet sans seuil	44
3.5.1.1	Inhalation	44
3.5.1.2	Ingestion	44
3.5.2	Polluants à effet de seuil	45
3.5.2.1	Impact par inhalation	45
3.5.2.2	Impact par ingestion	45
3.5.2.3	Exposition par deux voies	45
4	– Résultats	46
4.1	Exposition par inhalation – Site A	46
4.1.1	Généralités	46
4.1.2	Comparaison des immissions obtenues par les deux logiciels	47
4.1.3	Caractérisation du risque par inhalation	48
4.1.3.1	Les métaux	48
•	Zone urbaine	48
•	Le hameau	48
4.1.3.2	Les particules	48
4.1.3.3	Les dioxines	48
4.1.3.4	Les gaz irritants	48
•	Zone urbaine	48
•	Le hameau	49
4.1.3.5	Le benzène	49
•	Zone urbaine	49
•	Le hameau	49
4.1.3.6	Le naphthalène	49
4.1.3.7	Synthèse des résultats pour la zone urbaine	50
4.1.3.8	Synthèse des résultats pour le hameau et la zone d'élevage	51
4.2	Exposition par inhalation – Site B	51
4.2.1	Généralités	53
4.2.2	Synthèse des résultats pour la zone urbaine	53
4.2.3	Synthèse des résultats pour le hameau et la zone d'élevage	
4.3	Exposition par ingestion – Site A	54
4.3.1	Rappels	54
4.3.2	Les métaux	55
4.3.2.1	Caractérisation des risques par ingestion en zone urbaine	55
4.3.2.2	Caractérisation des risques par ingestion pour le hameau	55
4.3.3	Les dioxines	55
4.3.3.1	Caractérisation des risques par ingestion en zone urbaine	55
4.3.3.2	Caractérisation des risques par ingestion pour le hameau	56
4.3.3.3	Résultats intégrant l'exposition par le lait maternel	56
4.3.3.4	Caractérisation du risque pour la zone d'élevage	57
4.4	Exposition par ingestion – Site B	57
4.4.1	Les métaux	57
4.4.1.1	Caractérisation des risques par ingestion en zone urbaine	57
4.4.1.2	Caractérisation des risques par ingestion pour le hameau	58
4.4.2	Les dioxines	59
4.4.2.1	Caractérisation des risques par ingestion en zone urbaine	59
4.4.2.2	Caractérisation des risques par ingestion pour le hameau	59
4.4.2.3	Résultats intégrant l'exposition par le lait maternel	59
4.4.2.4	Caractérisation des risques pour la zone d'élevage	59
4.5	Discussion des résultats	60
4.5.1	Rappel des principaux résultats	60
4.5.2	Évaluation des risques par inhalation – Discussion	60
4.5.2.1	Rappel	60
4.5.2.2	Les métaux	60
•	En zone urbaine	60
•	Pour le hameau	60
4.5.2.3	Les particules	60
•	Rappel	60
•	En zone urbaine	61
•	Pour le hameau	61

4.5.2.4	Les dioxines	61
4.5.2.5	Les gaz irritants	61
	• En zone urbaine	61
	• Pour le hameau	61
4.5.2.6	Le benzène et le naphthalène	61
4.5.3	Évaluation des risques par ingestion – Discussion	61
4.5.3.1	La zone urbaine	61
4.5.3.2	Les métaux	62
4.5.3.3	Les dioxines	62
4.6	Tableaux de synthèse des résultats	63
4.7	Synthèse des hypothèses majorantes	67
5	– Discussion de la méthode	68
5.1	La caractérisation du danger	68
5.1.1	Choix des émissions canalisées	68
5.1.2	Choix des polluants traceurs	68
5.1.3	Choix des relations dose-effet	69
5.2	La définition du scénario d'exposition	71
5.2.1	Généralités	71
5.2.2	L'estimation des émissions	71
5.2.3	La dispersion des polluants – Comparaison et limites des modèles	72
5.2.4	Les données météorologiques	73
5.3	L'estimation des expositions	73
5.3.1	Estimation de l'exposition par inhalation	73
5.3.2	Estimation de l'exposition par ingestion	74
5.3.2.1	Incertitudes et choix des variables	74
	• Valeurs physiologiques	74
	• Données de consommations alimentaires	74
	• Surfaces potagères	74
	• Exploitation de vaches laitières	74
	• Population sensible	75
5.3.2.2	Utilisation du logiciel de modélisation CalTox	75
6	– Conclusions et recommandations	76
6.1	Conclusions	76
6.2	Recommandations	76
7	– Liste des abréviations utilisées	79
8	– Bibliographie	80
9	– Annexes	84

1 – INTRODUCTION GENERALE

1.1 Contexte et objectifs de l'étude

Selon la loi du 19 juillet 1976 relative aux Installations Classées pour la Protection de l'Environnement (I.C.P.E.), les études préalables à la réalisation de telles installations doivent comporter une étude d'impact permettant d'apprécier les conséquences du projet sur l'environnement. Le champ de ces études d'impact sur l'environnement recouvre un large domaine comprenant notamment les aspects de sécurité et de salubrité publique. Toutefois, dans les vingt années qui ont suivi l'adoption de la loi, l'aspect sanitaire a été complètement négligé.

Depuis, l'article 19 de la loi sur l'air du 30 décembre 1996 a exigé que le volet sanitaire soit explicitement inclus dans les études d'impact. Mais cet aspect sanitaire n'a véritablement été précisé et développé qu'avec la circulaire du 19 juin 2000.

La méthode générale à suivre est identifiée sous l'appellation d'évaluation des risques sanitaires (ERS). La bonne conduite de ces études nécessite toutefois la mise au point et la validation de méthodologies adaptées à chaque secteur industriel ; ceci constitue l'objectif principal de ce travail. L'ERS demandée lors des études d'impact se fait selon une méthodologie décrite dans différents documents. Il s'agit en particulier du référentiel de l'INERIS "*Evaluation des risques sanitaires liés aux substances chimiques dans l'étude d'impact des installations classées pour la protection de l'environnement*" disponible sur le site de l'INERIS [INERIS 2001] et du "*Guide pour l'analyse du volet sanitaire des études d'impact*" édité par l'Institut de Veille Sanitaire et également disponible sur son site.

Les industriels n'ayant pas toujours de recul sur les méthodes utilisées pour apprécier leur validité sont souvent démunis face aux résultats de ces études ; or ils doivent être en mesure de justifier auprès des pouvoirs publics ou des associations les hypothèses et méthodes retenues pour la conduite des études sanitaires, notamment lorsqu'ils sont amenés à déposer un dossier d'autorisation d'une nouvelle installation ou d'extension d'une installation existante devant les instances décisionnelles locales, les Conseils Départementaux d'Hygiène (CDH).

Le RÉSEAU SANTÉ DÉCHETS (RSD) et ses experts, sous la coordination de l'équipe POLDEN INSAVALOR, a proposé à l'association R.E.CO.R.D. une étude visant à améliorer la qualité et la lisibilité des études d'évaluation des risques sanitaires du secteur industriel de l'incinération des déchets industriels spéciaux. Ce secteur industriel regroupe 13 centres collectifs d'incinération en France [communication orale, Katia Bécaud, ADEME, janvier 2002]. C'est dans ce cadre que s'inscrit ce travail qui a consisté à adapter la démarche générale d'ERS à ce type d'activité industrielle, en illustrant de manière détaillée les informations requises, leurs sources et mode d'exploitation. Pour cela, il a été décidé de modéliser une unité industrielle virtuelle mais réaliste. Dans cette première approche, il a été retenu d'évaluer les risques sanitaires liés aux seules émissions de la cheminée.

Les objectifs de l'étude sont donc les suivants :

- Améliorer la qualité des volets sanitaires des études d'impact de l'activité incinération des DIS, par la prise en compte d'indicateurs pertinents.
- Aider les industriels dans la compréhension et la critique des propositions et des résultats de ces études.
- Leur donner les moyens d'argumenter devant les instances décisionnelles.

1.2 Présentation du comité de pilotage de RECORD et du groupement constitué par le RSD pour l'étude

Sous la direction du comité de pilotage de RECORD, ce travail s'inscrit dans le cadre d'un partenariat avec d'autres équipes spécialistes de différents segments de la démarche générale de l'évaluation des risques.

Comité de pilotage Membres de RECORD associés	ADEME EDF R&D SARP TERIS TREDI SITA SOCOTEC RECORD - Bénédicte Couffignal
Coordination générale	INSAVALOR POLDEN Pascal Brula Pascale Naquin
Evaluation des émissions atmosphériques Synthèse des données bibliographiques et des mesures existantes	INSAVALOR POLDEN Pascal Brula Pascale Naquin
Modélisation de la dispersion des polluants	ARIA Technologies Lydia Gaboriaud Eva-Marie Eriksson Cécile Samani
	Logiciel Pol'er Estelle Mounier
Estimation finale des expositions Evaluation des risques	Université Nancy I – INSERM Estelle Mounier Pr Denis Zmirou-Navier

1.3 Présentation du rapport

Le rapport est composé de six chapitres. Certaines données sont regroupées en différentes annexes. Après une introduction générale et une synthèse bibliographique, le chapitre 3 présente les données et les outils nécessaires à l'étude d'évaluation des risques. Les résultats de la caractérisation des risques sont synthétisés dans le chapitre 4, suivi par la discussion de ces derniers dans le chapitre 5. Une proposition de méthodologie pour l'évaluation des risques sanitaires liés à l'incinération des déchets industriels est ensuite présentée.

2 – SYNTHÈSE BIBLIOGRAPHIQUE

2.1 Les émissions de polluants

2.1.1 Généralités

Les usines d'incinération de déchets industriels spéciaux (UIDIS) rejettent dans l'atmosphère un certain nombre de polluants non encore tous identifiés ou en tous cas mal quantifiés. En effet, les polluants émis par les UIDIS, tant d'un point de vue qualitatif que d'un point de vue quantitatif, dépendent de différents paramètres. La quantité de déchets entrants, leur composition, les conditions de combustion et les dispositifs de traitement des fumées influencent le type et l'importance des composés émis à la cheminée. Au cours de l'exploitation des sites d'incinération, ces paramètres fluctuent. On classe généralement ces émissions selon trois grandes catégories :

- Les métaux
- Les composés organiques
- Les autres polluants (poussières, NOx, SO₂...)

Sur le plan réglementaire, le fonctionnement des incinérateurs de DIS était soumis à l'arrêté du 10 octobre 1996. Désormais, les activités d'incinération de déchets dangereux (ex-DIS) dépendent de l'arrêté du 20 septembre 2002 qui a fait suite à la Directive du 4 décembre 2000 sur l'incinération des déchets. Entre ces deux arrêtés, les polluants concernés et les valeurs limites d'émission à la cheminée sont restées inchangées, seul le dioxyde d'azote ayant été ajouté à la liste :

Paramètre	Valeur limite d'émission	Périodicité
Poussières totales	10 mg/Nm ³ (en moyenne journalière)	continue
Chlorure d'hydrogène (HCl)	10 mg/Nm ³ (en moyenne journalière)	continue
Fluorure d'hydrogène (HF)	1 mg/Nm ³ (en moyenne journalière)	continue
Dioxyde de soufre (SO ₂)	50 mg/Nm ³ (en moyenne journalière)	continue
Monoxyde d'azote (NO) et dioxyde d'azote (NO ₂) exprimés en dioxyde d'azote *	200 mg/Nm ³ (en moyenne journalière)	continue
Substances organiques à l'état de gaz ou de vapeur exprimées en carbone total (COT)	10 mg/Nm ³ (en moyenne journalière)	continue
Dioxines et furannes	0,1 ng/Nm ³	2 fois/an
Métaux :		
Cadmium et ses composés, exprimé en cadmium (Cd), ainsi que le thallium et ses composés, exprimé en thallium (Tl)	0,05 mg/Nm ³	2 fois/an
Mercurure (Hg) et ses composés, exprimé en mercure	0,05 mg/Nm ³	2 fois/an
Total des autres métaux lourds (Sb + As + Pb + Cr + Co + Cu + Mn + Ni + V)	0,5 mg/Nm ³	2 fois/an

* cette valeur limite d'émission ne s'applique pas aux installations n'incinérant que des déchets dangereux (ou DIS) jusqu'au 1^{er} janvier 2007.

Rappel sur la notion de Nm³ : les résultats des mesures sont rapportées aux conditions normales de températures (273°K ou 0°C) et de pression (101,3kPa ou 1 atm) avec une teneur en oxygène de 11% sur gaz sec.

2.1.2 Recherche bibliographique

La littérature scientifique relative aux UIDIS et à leur impact environnemental est assez pauvre. Sur les vingt dernières années, les recherches entreprises dans les bases de données scientifiques ont mis en évidence neuf publications pertinentes seulement. Hormis deux publications japonaises sur des problèmes particuliers de l'incinération des déchets industriels, les émissions de polluants organochlorés, l'essentiel de ces références émane des Etats-unis. Ces publications correspondent à une période particulière des années 80 aux cours de laquelle a été étudiée la mise en place d'une réglementation plus restrictive des émissions des incinérateurs de déchets dangereux dans ce pays. Par conséquent, les valeurs d'émission à la cheminée publiées à l'occasion de ces travaux datent au mieux de la deuxième moitié des années 80.

Le site de l'Agence environnementale des Etats-unis (EPA, "Environmental Protection Agency") communique chaque année, par type d'activité, les valeurs du TRI ("Toxic Release Inventory") qui représentent, par polluant, une estimation des quantités globales émises par l'activité industrielle en question. Mais l'incinération des déchets industriels n'est pas répertoriée et de toute façon, les chiffres publiés sont des chiffres d'inventaire beaucoup trop globaux pour être utilisés dans le cadre de cette étude.

Egalement, parmi les documents communiqués sur le site de l'EPA, des fichiers de données d'émissions à la cheminée des incinérateurs de déchets dangereux (HWC: "Hazardous Waste Combustion") sont mis à la disposition du public. Ces analyses, datant du milieu des années 90, ont été réalisées à l'occasion d'une révision de la réglementation aux Etats-Unis [US EPA, 1999]. Les fichiers présentent en toute transparence, les conditions d'incinération et les valeurs d'émissions de 105 incinérateurs non anonymes fonctionnant à l'époque dans ce pays. Les données relatives aux incinérateurs collectifs qui sont au nombre de vingt-trois ont été sélectionnées pour être utilisées dans le cadre de cette étude, en l'absence de données françaises plus complètes. Les analyses portent sur un nombre de polluants variable selon les incinérateurs. Les teneurs des polluants sélectionnés ont été synthétisées dans des graphes présentés en annexe de ce document. Une seule valeur représentant la médiane des données pour un polluant est utilisée par incinérateur. Elles ont donc une réelle valeur statistique car chaque point résume un ensemble de données pour un même incinérateur.

2.1.3 Les métaux

Les métaux peuvent être émis sous forme de particules ou de vapeur (comme par exemple le mercure, le sélénium et pour partie le cadmium). L'incinération n'entraîne pas une destruction des métaux, mais une transformation de leurs propriétés physiques et chimiques [Roberts et al, 1999].

Polluants	Etendues des émissions (mg/kg de particules)	Déchets entrants mg/kg
Antimoine	< 1200 - 15200	< 0,184 - 437
Arsenic	< limite de détection	< 3,5 - 45,2
Baryum	41 - 3090	< 0,24 - 1460
Béryllium	< 0,32 - 6	< 0,15 - 1,8
Cadmium	140 - 4300	< 0,016 - 224
Chrome	668 - 47500	< 0,034 - 2170
Plomb	3100 - 10000	< 0,25 - 9830
Mercure	56	< 3 - 50
Nickel	230 - 49000	< 0,063 - 6670
Sélénium	< 500 - 61600	< 2 - 546
Argent	7,6 - 1880	< 0,03 - < 2,6
Thallium	Problèmes de limites de détection	< 4 - < 23

Tableau 1 - Concentrations de métaux dans les déchets entrants et dans les particules émises à la cheminée pour 5 sites d'incinération de déchets dangereux [Roberts et al 1999].

Dans le courant des années 80, l'Agence environnementale des Etats-Unis a étudié une douzaine de métaux (tableau 1) dans le but de comparer leur concentration en phase particulaire à la cheminée à celles correspondantes dans les déchets entrants [Roberts et al 1999].

En annexe 3, on peut trouver les graphes issus des données compilées des 23 incinérateurs de déchets industriels de centres collectifs américains pour les métaux suivants : arsenic, plomb.

2.1.4 Les composés organiques

La combustion décompose les déchets organiques dont les molécules sont plus ou moins complexes en molécules simples telles que H₂O, CO, CO₂, SO₂... Parallèlement, la présence d'autres atomes au sein des molécules organiques entraîne, au sein des fumées, la recombinaison naturelle de composés comme les acides ; c'est le cas du chlore à l'origine de la formation d'acide chlorhydrique au contact de la vapeur d'eau. Toutefois, la combustion, ainsi que le système d'épuration des fumées, ne sont jamais efficaces à cent pour cent. C'est pourquoi, à l'émission à la cheminée, se retrouvent à l'état de traces des composés organiques provenant d'une combustion incomplète. Egalement, de nouveaux composés peuvent se former en aval de la combustion tels que les HAP [ADEME, 1995] ou encore les dioxines et les furanes. Les déchets organiques chlorés incinérés peuvent être notamment à l'origine de l'émission de nombreux polluants organiques toxiques à la cheminée des incinérateurs de déchets industriels spéciaux.

Les composés organiques émis à l'état de trace se retrouvent sous forme particulaire ou volatile selon leurs caractéristiques physico-chimiques. Selon ces propriétés, on distingue les composés organiques volatils (COV), les composés organiques semi-volatils (COSV) et les composés organiques non volatils.

Un article déjà ancien [Oppelt, 1990] fait le point sur l'incinération des déchets dangereux aux Etats-Unis en s'appuyant sur 83 références. L'auteur propose un tableau de 14 composés organiques (8 COV et 6 COSV) les plus fréquemment rencontrés à l'émission :

COV	COSV
BENZÈNE	NAPHTALENE
TOLUÈNE	PHENOL
TETRACHLORURE DE CARBONE	BIS (2-ETHYLHEXY) PHTALATE
CHLOROFORME	DIETHYLPHALATE
CHLORURE DE METHYLENE	BUTYLBENZYLPHALATE
TRICHLORETHYLENE	DIBUTYLPHALATE
TETRACHLORETHYLENE	
1,1,1-TRICHLOROETHANE	

Tableau 2 – Quatorze composés organiques (COV et COSV) fréquemment trouvés à l'émission d'incinérateurs de déchets industriels spéciaux aux Etats-Unis dans les années 80 [Oppelt, 1990].

Un bilan plus complet des émissions de composés organiques par les incinérateurs de déchets industriels aux Etats-Unis a été réalisé par l'EPA ("Guidance on PIC controls for Hazardous Waste Incinerators", EPA/530-SW-90-040, avril 1990). Les données publiées datent des années 80 et font état de 32 polluants (cf. tableau 3) classés selon la quantité émise dont la valeur est le "maximum raisonnable" [Dempsey, Oppelt, 1993]. Leur caractère cancérigène ou non est précisé.

	Cancérogène (o/n)	Teneurs à l'émission ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	Pourcentage %
Hydrocarbures C2	n	17000	43,3
Hydrocarbures C1	n	9600	24,5
Benzène	o	4928	12,6
Chlorure de méthylène	o	1755	4,5
Chloroforme	o	1407	3,6
Formaldéhyde	o	892	2,3
Chlorométhane	o	807	2,1
1,2-Dichloroéthane	o	714	1,8
Toluène	n	551	1,4
Tétrachloréthylène	o	297	0,76
Chlorobenzène	n	195	0,50
2,4,5-Trichlorophénol	n	144	0,37
Naphtalène	n	130	0,33
Tétrachlorure de carbone	o	99,5	0,25
o-Dichlorobenzène	n	95	0,24
p-Dichlorobenzène	n	86	0,22
Trichloréthylène	o	81,8	0,21
Bis(2-Ethylhexyle) phtalate	o	77,7	0,20
1,2,4-Trichlorobenzène	n	77	0,20
1,1,1-Trichloroéthane	n	64	0,16
1,1,2-Trichloroéthane	o	36,7	0,094
Méthyl éthyl cétone	n	33,2	0,085
Phénol	n	33,1	0,084
1,1-Dichloréthylène	o	31,6	0,081
Diéthyl phtalate	n	31	0,079
1,1,2,2-Tétrachloroéthane	o	17	0,043
Chlorure de vinyle	o	14	0,036
Pentachlorophénol	n	9,3	0,024
Hexachlorobenzène	o	8,95	0,023
Dibutyl phtalate	n	3,6	0,0092
1,1-Dichloroéthane	o	3,37	0,0086
Butylbenzyl phtalate	n	3	0,0076
Bromométhane	n	2,13	0,0054
Dichlorodifluorométhane	n	1,22	0,0031
Benzo(a)anthracène	o	1,1	0,0028
2,4-Dichlorophénol	n	0,5	0,0013
Acétonitrile	n	0,26	0,00066
TCDF	o	0,00141	0,000036
PCDD	o	0,10246	0,00026
Autres cancérigènes	o	4,6	0,0117
Autres non cancérigènes	n	2,8	0,007
Total		39240	

Tableau 3 – Bilan des composés organiques émis par les incinérateurs de déchets industriels aux Etats-Unis et classés selon la teneur d'émission "maximum raisonnable" [Dempsey, Oppelt, 1993].

La littérature est généralement un peu plus fournie en ce qui concerne les émissions de dioxines et leur impact environnemental, ce polluant faisant l'objet de toutes les attentions. Par exemple en Catalogne (Espagne), certains auteurs se sont intéressés, entre autres, aux émissions de deux incinérateurs de déchets industriels¹ [Abad et al, 1997]. Les émissions sont le plus souvent en-dessous de 0,1 I-TEQ ng/Nm³ (de l'ordre de 0,01 à 0,61 ng/Nm³) et sont nettement inférieures à celles des quatre incinérateurs d'ordures ménagères que les auteurs ont également étudiés.

Selon l'incinérateur de déchets industriels considéré, les concentrations sont en moyenne, dans l'air ambiant, de 0,08 et de 0,52 I-TEQ pg/Nm³ ; toutefois, les auteurs soulignent la présence d'importantes activités industrielles dans les environs de ces deux incinérateurs.

Les préoccupations vis à vis de ce polluant ont amené certains auteurs à engager des recherches pour évaluer précisément les impacts de ce type d'activité sur l'environnement [Schumacher et al, 1997]. Ainsi, à Constanti en Catalogne (Espagne), des analyses de sols aux alentours d'un incinérateur de déchets dangereux en construction ont été analysées afin de réaliser un point zéro et d'évaluer, dans le futur, l'impact réel sur les sols autour du site. Les résultats après fonctionnement n'ont pas encore été publiés.

Une étude a été conduite en Corée afin d'étudier les corrélations entre les conditions d'incinération, les gaz émis et les émissions de PCDD/DF. Il est noté que les émissions de dioxines des incinérateurs de déchets industriels spéciaux restent inférieures à celles des incinérateurs de déchets municipaux et hospitaliers [Oh, 1999].

Le tableau 4 regroupe quelques mesures effectuées à l'émission d'incinérateurs de déchets industriels.

Dioxines et furanes	Teneurs	Source
TCDF (ng/m ³)	0,0014	[Dempsey, Oppelt, 1993]
PCDD (ng/m ³)	0,10	[Dempsey, Oppelt, 1993]
PCDD/Fs (ng/m ³)	1,51	[Oh, 1999]
I-TEQ (ng/m ³)	0,03	[Oh, 1999]
	0,005 - 3,0	[Alcock 1999]
	0,01 - 0,6	[Abad et al, 1997]
2,3,7,8 -TCDD (ng/m ³)	0,01	[Oh, 1999]
2,3,7,8 -TCDD (ng/m ³)	0,004 - 0,011	[Abad et al 1997]

Tableau 4 - Compilation de quelques résultats sur les concentrations de dioxines et furanes à la cheminée d'incinérateurs de déchets industriels

L'accent est également porté sur une autre famille de polluants, les hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP). Les HAP les plus généralement émis sont le naphtalène, le benzo[a]pyrène, l'anthracène, le fluoranthène, le pyrène et le phénanthrène [Rowat, 1999]. Deux HAP ont été considérés comme indicateurs des émissions des HAP des UIDIS, à savoir le chrysène et l'indeno[1,2,3,-cd]pyrène [Yang, 1998].

2.1.5 Les autres polluants

Dans cette catégorie, on regroupe les polluants tels que les poussières, le CO, les NOx, le SO₂ et l'acide chlorhydrique, HCl. Les émissions de tous ces polluants sont désormais réglementées par l'arrêté du 20 septembre 2002.

¹ Les auteurs ne précisent pas s'il s'agit d'incinérateurs de déchets dangereux

2.2 Les risques sanitaires liés aux émissions des incinérateurs de déchets industriels spéciaux

2.2.1 Introduction – Mise en garde

Les personnes résidant à proximité des incinérateurs de déchets industriels spéciaux peuvent être exposées aux polluants par voie d'inhalation et/ou par ingestion directe et indirecte. Les études permettant d'évaluer les effets sanitaires sont soit des travaux d'évaluation des risques (a priori), soit des études épidémiologiques (a posteriori). Les contrôles d'air ambiant, la mesure de bio-marqueurs d'exposition ou d'effet peuvent également servir d'outils d'évaluations.

Les études sur les relations entre la santé et l'exposition à des polluants émis par des usines d'incinération de déchets industriels spéciaux demeurent relativement peu nombreuses. Cette synthèse s'est appuyée sur la base de données bibliographiques du Réseau Santé Déchets (RSD).

Mise en garde :

La synthèse bibliographique qui suit, a permis de faire un état des études sanitaires relatives aux incinérateurs de déchets industriels. En aucun cas, elle ne peut prétendre établir des vérités absolues généralisables au fonctionnement actuel d'un incinérateur de déchets industriels désigné. La première raison est que l'impact des émissions à la cheminée est spécifique à chaque contexte local : météorologie (rose des vents, pluviométrie...) et aussi type d'habitat ou type d'activité environnant (élevage, agriculture, jardin...). Mais surtout, certaines références analysées ne précisent pas la qualité des déchets incinérés, ni les conditions techniques de stockage des déchets, d'incinération et de traitement des fumées, alors que ces aspects ont une influence fondamentale sur les émissions de polluants. Ainsi, des études décrivent des situations particulières à des époques et dans des pays où les techniques de traitement des fumées pouvaient être encore rudimentaires et où la réglementation était encore insuffisamment élaborée. L'apport de cette synthèse bibliographique permet cependant de confirmer l'attention portée à certains polluants et de souligner que l'incinération des déchets industriels dangereux est une activité à risques sanitaires pour laquelle le niveau exigé par la réglementation actuelle semble nécessaire.

2.2.2 Travaux d'évaluation des risques

Une étude américaine concernant 23 établissements a évalué l'impact sanitaire des émissions de métaux, de composés semi-volatils, de dioxines et furanes. Les taux d'émission à la cheminée ont été inclus dans un modèle de dispersion atmosphérique afin d'estimer l'impact de ces usines au niveau d'une zone urbaine et d'une zone rurale. Un risque "vie entière" associé aux émissions de chaque composé a été calculé.

Parmi les composés semi-volatils, huit composés classés cancérigènes par l'EPA de Californie ont été détectés dans les émissions à la cheminée (bis(2-Ethylhexyl)phthalate, chrysène, benzo[a]anthracène, bis(chloroéthyl)ether, 1,4-Dichlorobenzène, 2,4,6-trichlorophénol, hexachlorobenzène, polychlorure biphényles). Le bis(2-Ethylhexyl)phthalate, le benzo[a]anthracène et le 2,4,6-trichlorophénol ont été retrouvés sur plusieurs sites. Le risque associé aux émissions de ces composés cancérigènes demeure faible, de $5 \cdot 10^{-11}$ à $1 \cdot 10^{-8}$ [Sedman, Esparza, 1991a].

Le risque de cancer "vie entière" associé aux émissions d'un ensemble de métaux (arsenic, cadmium, chrome et béryllium) s'étend de $0,2 \cdot 10^{-6}$ à $400 \cdot 10^{-6}$. Les risques associés au cadmium et chrome VI sont les plus élevés, excédant 10^{-6} pour cinq des sept usines étudiées. Les dioxines et furanes ont été détectés uniquement dans cinq usines d'incinération. Parmi elles, deux seulement sont concernées par un excès de risque supérieur à la "benchmark dose" fixée à 10^{-6} [Sedman, Esparza, 1991b].

Une étude déjà ancienne a montré un risque cancérigène faible relativement à l'inhalation des principaux constituants organiques dangereux émis par trois UIDIS aux États-unis [Travis et al, 1987]. Un modèle de dispersion atmosphérique a été utilisé dans un rayon de 100 km autour du site. L'étude s'est aussi intéressée à des composés non cancérigènes (toluène, pyridine, anhydride phtalique, styrène de méthyle) et a établi des ratios de danger faibles (tous inférieurs à $1,1 \cdot 10^{-7}$).

En 1990, il ressort d'une analyse de l'E.P.A. portant sur 60 catégories de sources industrielles de pollution atmosphérique pouvant provoquer des cancers, que les émissions provenant des incinérateurs de déchets dangereux seraient responsables de 0,30 cas de cancers par an sur 1115 cancers estimés au total [Dempsey, 1993].

Une évaluation du risque a été conduite afin d'estimer l'exposition aux TCDD provenant des émissions d'un incinérateur par l'autoconsommation élevée de bœuf au voisinage d'un site virtuel aux Etats-Unis [Price, 1996]. Dans un précédent travail, les auteurs avaient démontré que les doses de substances toxiques reçues par voie d'exposition indirecte étaient supérieures aux doses reçues par inhalation sous forme de vapeur et particules. Le site a été localisé à équidistance entre la ville de Victoria et celle de Freeport sur les côtes du Golf du Texas. L'incinérateur est supposé émettre des molécules de TCDD à un taux moyen de $7,6 \cdot 10^{-10}$ g/s. Le modèle de dispersion atmosphérique COMPDEP a été utilisé pour la caractérisation du transfert des molécules de TCDD de la cheminée vers les pâturages. La concentration dans le sol et dans l'herbe des prairies avoisinantes a été estimée. Secondairement, ces concentrations ont été utilisées pour évaluer les concentrations de TCDD dans la part de bœuf consommable. Les résultats donnent une estimation de l'ingestion moyenne de $1 \cdot 10^{-10}$ µg/kg/j et une estimation maximale de $1 \cdot 10^{-9}$ µg/kg/j. Selon les calculs de la modélisation, un individu vivant dans une zone de forte exposition recevrait une dose deux à trois fois plus élevée que la population générale.

Les émissions d'HAP provenant d'UIDIS ont fait l'objet d'une évaluation des risques incluant des riverains, des fermiers et des pêcheurs vivant à proximité. Différentes voies d'exposition ont été considérées, telles que l'inhalation des particules, l'ingestion de poussières de sol, l'ingestion d'eau de boisson et les consommations d'aliments auto-produits. Le scénario incluant une population rurale montre que ces émissions entraînent un risque qualifié d'inacceptable. Le risque s'élève chez ces fermiers, au point de réception maximale, à $8 \cdot 10^{-5}$, soit au dessus du niveau "acceptable" fixé à 10^{-5} . Deux HAP sont responsables principalement de ce risque, le dibenzo[a,h]anthracène ($4 \cdot 10^{-5}$) et l'indéro[1,2,3-d]pyrene ($3 \cdot 10^{-5}$). Ces estimations sont considérées par les auteurs comme surestimées car l'évaluation des teneurs dans les plantes ou les animaux est faite à partir des concentrations obtenues par modélisation dans l'air, l'eau et le sol, sans prise en compte de la biotransformation des HAP. L'intégration d'un "facteur métabolique" (résultant de la dégradation des HAP dans la chaîne trophique et chez l'homme) permettrait d'améliorer l'évaluation dans la chaîne alimentaire. Les auteurs de cet article proposent qu'un facteur métabolique de 0,001 soit appliqué pour l'évaluation des concentrations des HAP cancérigènes via le bœuf, le porc, les œufs, le poulet et le lait [Hofelt, 2001].

Une revue des publications concernant l'évaluation des risques a été réalisée par Oppelt en 1990. Selon l'ensemble des études examinées, le risque sanitaire serait faible, l'émission de métaux lourds apparaissant comme le risque le plus significatif. Cependant, l'US-EPA Science Advisory Board (1985) a conclu que les études disponibles étaient alors insuffisantes [Oppelt, 1990].

Webster et Connett proposent une réflexion sur l'évaluation des risques des émissions liés aux incinérateurs [Webster, Connett, 1990]. Différents facteurs peuvent faire varier les résultats de ces études (utilisation inadéquate de certains modèles, manque possible de connaissances concernant certaines voies d'exposition). L'article cite en exemple la prise en compte par les modèles d'exposition de la contamination des végétaux via le sol contaminé. Or l'exposition de ces végétaux servant de nourriture aux bovins se révélerait être majoritaire par la voie de déposition atmosphérique des polluants et minoritaire par un transfert sol plantes.

2.2.3 Etudes d'exposition

2.2.3.1 Métaux lourds

Une étude sur l'exposition aux métaux lourds a été réalisée entre 1984 et 1994 en Finlande sur des individus vivant près d'incinérateurs [Kurtio, 1998]. Les recherches se sont focalisées sur l'exposition au mercure par des mesures effectuées dans les cheveux. Les concentrations sont plus fortes chez les travailleurs. Les niveaux de mercure chez les riverains décroissent avec les distances au site. Les différences de concentrations de mercure total dans les cheveux, entre 1984 et 1994 varient respectivement de 0,16 mg/kg, 0,13 mg/kg et 0,03 mg/kg entre les groupes hautement, moyennement et faiblement exposés. L'exposition résulte essentiellement de l'inhalation, mais également de

l'ingestion de légumes et d'eau consommés localement. Les auteurs concluent que les augmentations sont peu importantes, et qu'elles ne posent pas de problème de santé publique sur la base des connaissances actuelles.

2.2.3.2 Dioxines et furanes

Une étude prospective a été conduite entre 1995 et 1997 afin d'évaluer si les concentrations de TCDD et autres composés dans le sérum humain sont différentes entre un groupe de personne vivant à proximité d'un incinérateur et une population témoin. Entre mars 1996 et juin 97, des déchets dangereux et des matériaux contenant des TCDD ont été incinérés à "Times Beach" dans le Missouri. 76 personnes situées autour du site et 74 témoins ont été tirés au sort. Les échantillons de sang ont été prélevés avant la mise en route de l'incinérateur, puis quatre mois après et en juin 1997. La plupart des analyses montrent une diminution des taux sériques de TCDD entre la première collecte et la dernière. Aucune différence des niveaux moyens dans le sang entre les deux groupes, exceptée une légère augmentation du taux de PCB pour le groupe témoin [ATSDR, 2001].

Les expositions aux PCDDs/PCDFs de 15 salariés d'une usine de déchets industriels (14 femmes, 1 homme) ont été comparées à une population témoin de 15 habitants non exposés (15 hommes et 1 femme). Pour répondre à cet objectif, les niveaux de 17 congénères des PCDDs/PCDFs ont été mesurés dans le sérum de chaque sujet. Les concentrations totales et les niveaux TEQ ont été trouvés inférieurs dans le groupe non exposé. Le 1,2,3,7,8- et le 1,2,3,7,8,9-HxCDD ont été détectés uniquement chez les travailleurs. De même, le 1,2,3,7,8-PeCDF, le 1,2,3,7,8- et le 1,2,3,7,8,9-HxCDF n'ont pas été détectés chez les non exposés. La totalité des concentrations des PCDD sont principalement dominées par les congénères 1,2,3,7,8- et 1,2,3,7,8,9-HxCDD. Les auteurs précisent que l'étude réalisée comporte deux échantillons de taille restreinte et que la nécessité d'une étude plus importante s'impose [Kim, 2001].

En 1993, une comparaison des concentrations de PCB et PCDD/DF dans les fruits et légumes a été conduite entre une zone urbaine et une zone rurale à proximité d'un incinérateur [Lovett et al, 1997]. Les résultats montrent des niveaux bas de concentrations dans les productions locales de fruits et légumes, sans différence statistiquement significative entre les échantillons ruraux et urbains. Des concentrations plus élevées de différents congénères, notamment pour les pommes, entre l'enveloppe extérieure et la chair intérieure, laissent à penser qu'une déposition par voie atmosphérique demeure possible.

La chaîne alimentaire constitue une voie d'exposition potentiellement importante pour les PCB et PCDD/PCDF. Une étude a été conduite dans le district de Panteg (sud du Pays de Galles), entre 1991 et 95 afin de connaître la relation entre les niveaux de PCBs ou PCDD/DF dans l'environnement et ceux contenus dans la volaille et les œufs. Des échantillons d'œufs de volailles (poulet, poule naine et canard) ainsi que des échantillons de viande de canard, ont été prélevés sur huit sites entre septembre 93 et février 94. Le plus proche, "Pantfelin House", est une petite exploitation située à 70 mètres d'un incinérateur de déchets industriels. Trois autres petites exploitations situées dans le district de Panteg et huit exploitations situées dans trois autres régions rurales constituaient le reste de l'échantillon. Les résultats montrent que les niveaux de PCBs et PCDD/DF des échantillons d'œufs provenant de "Pantfelin House" sont plus élevés que dans les autres sites. Cette différence est moins importante pour la viande de canard. Selon la localisation des sites, il existe des variations sensibles de compositions des congénères. La consommation d'œufs de poules naines et de canards provenant de "Pantfelin House" contribuait de manière importante aux doses journalières et excédait les doses conseillées, ce qui a conduit à leur retrait du marché [Lovett et al, 1998].

2.2.4 Etudes épidémiologiques

2.2.4.1 Impacts respiratoires

Une étude américaine conduite pendant trois ans, entre 1992 et 1994, a permis de comparer trois communautés vivant près d'incinérateurs et trois communautés témoins, dans le Sud-Ouest de la Caroline du Nord, avec pour objectif d'estimer les effets respiratoires chroniques des poussières émises sur des personnes situées à proximité du site. Trois types d'incinérateurs ont été inclus dans l'étude : incinérateurs de déchets médicaux, de déchets ménagers et de déchets industriels traitant

des déchets liquides. Les conclusions de cette étude ne montrent aucune corrélation entre l'exposition à la pollution de l'air et la survenue de problèmes respiratoires [Shy, 1995]. Cependant, sur cette même étude, une autre approche statistique montre l'existence d'une association significative entre l'exposition aux émissions de l'incinérateur de déchets industriels et la diminution de la capacité vitale respiratoire [Hu, 2001].

Une étude a été conduite chez des enfants vivant à proximité d'un incinérateur de câbles à Taiwan. Les câbles étaient incinérés à ciel ouvert sans traitement des fumées. Ce processus a fonctionné pendant 20 ans dans une région par ailleurs sévèrement polluée. Plusieurs années après, il a été constaté un fort taux de dioxines et furanes dans l'air et le sol. Le service de protection environnemental avait pourtant rapporté depuis plusieurs années que l'incinérateur de câbles était responsable d'émissions de substances toxiques tels que les dioxines et les HAP. Par ailleurs, un taux élevé de mortalité et de morbidité consécutive à des pathologies pulmonaires chroniques avait également été relevé. Une étude transversale a permis de tester la fonction pulmonaire de 86 enfants d'école primaire vivant près de l'incinérateur et de 92 enfants d'une ville non polluée. Une batterie de tests a été réalisée. Les questionnaires ne montrent aucune différence dans la prévalence des symptômes respiratoires. Les altérations des fonctions respiratoires des enfants sont clairement liées à une pollution atmosphérique. Cependant, la part des polluants spécifiquement attribuables à l'incinérateur n'ayant pas été réalisée, les auteurs concluent que la pollution de l'air provenant de l'incinération des câbles de récupération peut produire des effets délétères sur la fonction respiratoire, et ceci pour une population chroniquement exposée à une pollution de l'air depuis la naissance [Wang, 1992].

En 1991, une étude transversale sur la prévalence des symptômes et des pathologies a été conduite sur le site de l'incinérateur de déchets dangereux "Caldwell Systems Inc" (CSI), situé en Caroline du Nord. Les déchets de cet incinérateur sont principalement des déchets industriels mais le four est également alimenté par du carburant provenant de la marine américaine. Cette étude concernait 713 riverains du site dans un rayon de 2,4 km, et 588 habitants d'un village situé à 13 km. Les sujets étaient âgés de 3 à 79 ans et résidaient depuis au moins 6 mois avant mai 1988, en excluant travailleurs et familles de travailleurs de l'incinérateur. La prévalence des symptômes neurologiques, irritants et respiratoires déclarée est significativement plus élevée chez les riverains que chez le groupe témoin. Mais la prévalence des maladies respiratoires rapportées par les médecins ou les admissions à l'hôpital ne diffère pas entre les deux groupes. La prévalence des symptômes respiratoires, irritants et neurologiques est plus importante parmi les riverains habitant près du site que pour les distances situées entre 1,4 et 2,4 km, ces différences demeurant significatives après ajustement sur les variables sexe, tabagisme, le fait d'être salarié dans l'usine et un index de "préoccupation environnementale". Les résultats de l'étude n'ont pas déterminé d'association causale entre l'exposition environnementale et les problèmes de santé ; cependant une différence significative a été retrouvée entre les deux groupes [ATSDR, 2001].

Suite à ces résultats, une seconde étude a été conduite en 1993, sur trois sous-groupes sélectionnés à partir de la première étude. Les deux premiers groupes ont été constitués à partir du groupe situé à proximité du site, soit un groupe de 52 sujets présentant des symptômes, 112 sujets sans symptôme, et 96 personnes du groupe témoin. Les résultats n'ont également pas été concluants [ATSDR, 2001].

2.2.4.2 Cancers pulmonaires

Une étude "cas-témoins" a été conduite sous forme d'analyse spatiale du risque de cancer du poumon en fonction de différentes sources de pollution au Nord de l'Italie, dans une ville industrielle, Trieste. Les différentes sources regroupaient un chantier naval, une fonderie d'acier, un incinérateur et la zone du centre ville, exposée au trafic automobile. L'étude comportait au total 755 personnes décédées d'un cancer et 755 témoins. Différentes variables ont été prises en compte, notamment les habitudes tabagiques, l'âge, les probabilités d'exposition à des substances cancérigènes sur le lieu de travail, le niveau de pollution de l'air extérieur. Les résultats sur les individus ayant résidé dans la zone d'influence de l'incinérateur suggère que cette source joue un rôle. Les auteurs concluent que la pollution de l'air est un facteur de risque modéré du cancer du poumon, mais n'exclut pas des biais [Biggeri et al, 1996].

Ces résultats sont appuyés par une autre étude conduite par Barbone et al sur le même groupe de sujets. Les auteurs s'intéressaient aux formes histopathologiques des cancers bronchiques. Pour les

habitants du centre ville vivant près de l'incinérateur, le risque se focalise sur les carcinomes à petites et grandes cellules, alors que pour les riverains de la zone urbaine l'augmentation du risque porte sur les adénocarcinomes [Barbone et al, 1995].

2.2.4.3 Anomalies congénitales

Entre 1961 et 69, l'incinération de substances chimiques à ciel ouvert a été pratiquée à Zeeburg, Amsterdam. Des augmentations du nombre d'anomalies orofaciales ont été observées durant cette même période. Une enquête épidémiologique a été conduite afin de relier l'incidence des anomalies orofaciales de la maternité de Zeeburg pendant les années 60 avec les quantités de substances chimiques incinérées. L'étude comparait également les taux d'incidence de la maternité de Zeeburg et celle de Wilhelmina Gasthuis, deux maternités situées à Amsterdam, mais à des distances et dans des directions différentes du site. Les adresses des mères ayant donné naissance à un enfant présentant une anomalie orofaciale ont été reportées sur une carte géographique. Il est intéressant de noter que l'augmentation du nombre de cas concernant Zeeburg suit l'évolution de l'incinération des substances chimiques durant la même période. Les auteurs suggèrent l'existence probable d'un lien entre l'incinération à ciel ouvert et l'augmentation des cas d'anomalies orofaciales, mais sans conclure formellement. D'autres pathologies ont été notifiées, telles que des spina-bifida et des hypospadias, regroupées sur les mêmes zones que les cas d'anomalies orofaciales. L'analyse des substances accumulées dans l'organisme des anguilles et des lapins à proximité du site révèle des concentrations élevées de dioxines. Des PCB ont été également retrouvés dans un lac voisin. En 1973 l'activité de l'incinérateur a été suspendue [Ten Tusscher, 2000].

2.2.4.4 Effets hormonaux

Des auteurs ont conduit une étude épidémiologique relative à l'exposition aux polluants émis par un incinérateur de déchets industriels situé dans le sud de l'Etat de Hesse en Allemagne [Osius et al, 1999]. Cette étude s'est basée sur la relation entre les niveaux de polluants dans le sang et le statut des hormones thyroïdiennes. Les polluants concernés par cette investigation étaient le plomb, le cadmium et les polychlorobiphényles (8 congénères). Les mesures ont été effectuées chez des enfants à partir d'échantillons sanguins et d'urines ; les hormones thyroïdiennes (TSH, FT4 et FT3) ont également été étudiées. Les foyers retenus pour l'étude concernaient uniquement ceux où la consommation tabagique était inférieure à 10 cigarettes quotidiennes. Les concentrations dans le sang et les données recueillies par questionnaires ont été disponibles pour 320 enfants âgés de 7 à 10 ans. Les résultats des modèles de régression linéaires multiples ont montré une association statistiquement significative entre une augmentation de la concentration sanguine du congénère 118 (PCB) et une élévation du taux de TSH ("Thyroid-stimulating hormone"). L'augmentation des niveaux des congénères PCB 138, 153, 180, 183 et 187 révèle une association avec une diminution des taux de la triiodothyronine libre (FT3). La somme des congénères (138, 153, 180) et la somme des sept congénères (118, 138, 153, 170, 180, 183, 187) sont associées à des taux de FT3 significativement plus faibles. Il n'y a pas d'association entre les PCBs et les taux de la thyroxine libre (FT4). Ni les concentrations de plomb sanguin, ni les concentrations urinaires de mercure n'ont d'effet sur les niveaux des hormones thyroïdiennes. Les concentrations de cadmium sanguin sont reliées positivement au taux de TSH et à une diminution du taux de FT4. Une consommation de poissons supérieure à deux fois par mois semble augmenter les concentrations de FT3. Etant donné l'importance des hormones thyroïdiennes pour le développement des enfants, les auteurs suggèrent d'autres études afin de connaître l'impact de ces substances sur les hormones thyroïdiennes pour différents groupes d'âges et recommandent de regarder le lien entre les taux des hormones thyroïdiennes et le développement neurologique [Osius et al, 1999].

2.2.4.5 Autres effets sanitaires étudiés

En mai 1995, une étude transversale a été réalisée dans le Kentucky, sur la zone industrielle de la cité de Calvert (Calvert City Industrial Complex). Depuis 1970, une usine d'incinération de déchets industriels y est implantée. Les molécules concernées par le fonctionnement du site sont notamment les métaux lourds, les dioxines et des composés organiques. Les riverains du site de CCIC ont rapporté plus fréquemment des pathologies et de manière moins importante des symptômes par rapport au groupe témoin résidant plus loin. Cependant, il n'y a pas de différence statistiquement significative entre les deux groupes concernant la reproduction, les biomarqueurs de la fonction

hépatique rénale, le système immunitaire et les tests de fonction respiratoire. Concernant l'évaluation des expositions aux composés organiques volatils, parmi 31 molécules testées, seule l'acétone montre une concentration moyenne statistiquement significative plus élevée dans le groupe des riverains. Cependant, les deux valeurs demeurent inférieures aux niveaux de référence nationale [ATSDR, 2001].

En 1990, Greenpeace a édité une publication concernant l'incinération. Le chapitre cinq relatait des études sanitaires concernant cinq sites d'incinération. Les conclusions indiquaient une certaine dangerosité pour les populations avoisinantes. Des auteurs ont repris les cinq cas en citant les allégations et en répertoriant les informations scientifiques disponibles. Pour les cinq sites, aucun fondement scientifique n'a pu être retrouvé permettant de justifier les conclusions de Greenpeace [Pleus et al, 1996]. Le premier cas relaté se situait à Coppull, dans le Lancashire en Grande Bretagne. A la suite d'une conférence tenue par Gatrell, un article de presse a décrit 4 cas de cancer du larynx. Les cas se situaient autour du village de Charnock Richard près d'un incinérateur non collectif de déchets d'huile et de solvants. En 1992, Gatrell et Lovett ont trouvé une association statistiquement significative entre ces cas et la proximité de l'incinérateur, mais l'incinérateur n'a pu être identifié comme responsable [Gatrell, Lovett, 1992].

Elliot et al ont conduit une étude sur l'incidence des cancers du larynx et du poumon autour de dix incinérateurs dont l'incinérateur situé près de Charnock Richard. Ces usines, dont l'activité a débuté avant 1979, ont incinéré des déchets d'huile et de solvants. Aucune donnée n'a pu établir un lien entre le risque de cancer et les expositions individuelles. Les dates d'enregistrements des cancers ont été obtenues pour la période 74-84 (Angleterre et Pays de Galles) et la période 75-87 (Ecosse). Un décalage de 5 et 10 ans a été choisi entre le commencement de l'activité et l'enregistrement des cas de cancers. Les nombres de cas attendus ont été calculés pour des distances croissantes (3 km et 3 à 10 km) aux sites, sur la base des taux nationaux, stratifiés sur la région et sur le statut socio-économique par l'intermédiaire de l'index de Carstairs. Aucun des ratios d'incidence observés/attendus à l'intérieur des différentes distances autour des incinérateurs ne diffère significativement pour les deux types de cancers. Les auteurs concluent que les cas de cancers du larynx retrouvés près des incinérateurs du même type que celui de Charnock Richard ne peuvent vraisemblablement être liés à l'incinérateur. Différentes limites apparaissent dans ces études ; notamment, le temps de latence de cinq et dix ans est trop court pour le développement d'un cancer du larynx. Les données manquantes des cas de cancers ne sont pas à exclure, car les données de population sont issues du dernier recensement et les modifications au sein de la population (migration...) n'ont pas été prises en compte. Certains paramètres relatifs aux incinérateurs (hauteurs cheminées...), mais également les conditions de vent autour des sites n'ont pas été retenues [Elliott et al, 1992].

Quelques cas de cancers ainsi que des affections respiratoires, des problèmes de sinus et des maux de têtes avaient été recensés autour d'un incinérateur de déchets dangereux en Louisiane [Connett, 1990a, in Pleus, 1996]. Cependant, aucune relation causale n'a pu être établie [Pleus, 1996].

Pour le quatrième site du rapport de Greenpeace, un taux élevé de cancers ainsi que l'apparition de six cas du syndrome de Guillain-Barré avaient été constatés autour d'une usine d'incinération de déchets industriels dans l'Arkansas [Connett 1990, in Pleus, 1996]. Le cinquième site concernait cinq cas de neuroblastomes au sein de la population infantile au voisinage d'une UIDIS. Dans ces deux cas également, aucune donnée n'a confirmé la corrélation de ces cas avec l'incinération [Pleus, 1996].

Une étude rétrospective sur la prévalence des symptômes a été conduite auprès de résidents vivant à proximité de trois incinérateurs de déchets industriels. Les inquiétudes environnementales et la fréquence de la perception d'odeur pétrochimique ont été relevées. Une relation significative a été observée entre différents symptômes (maux de têtes, nausées, irritation des yeux et de la gorge), la fréquence d'odeur perçue et le degré de préoccupation environnementale. Ces résultats s'expliqueraient par le fait que les odeurs agiraient comme un signal entraînant des manifestations de stress chez des individus préoccupés par une qualité environnementale [Shusterman, 1991].

Le troisième cas cité dans la publication de Pleus [Pleus, 1996] concerne une étude sur l'augmentation du nombre de jumeaux répertoriés parmi le bétail chez les fermiers de Bonnybridge, une région de l'Ecosse. Les riverains et les animaux étaient exposés aux rejets d'incinérateurs de déchets ménagers et de déchets industriels. Parmi les émissions d'un incinérateur de déchets, on

peut noter la présence d'hydrocarbures polychlorés qui présentent des propriétés oestrogéniques. Des auteurs [Lloyd et al, 1988] avaient testé l'hypothèse d'une association entre les cas de naissances gémellaires et la pollution chimique parmi les riverains et dans le bétail autour de deux incinérateurs. Les données concernant les naissances (enfants uniques ou jumeaux) avaient été obtenues pour la période 75-83. Les taux de gémellité ont été comparés aux régions avoisinantes. Les données pour le bétail provenaient de deux fermes situées près des incinérateurs. Pour la période 1976 à 79 et 1980 à 83, le taux des jumeaux au sein de la population située en dehors des secteurs soumis au panache des incinérateurs étaient de 3 à 13 pour 1000 naissances. Dans la période 1980 à 83, des taux plus élevés de 20 et de 16 pour 1000 naissances ont été retrouvés dans les deux fermes soumises aux retombées des émissions des incinérateurs. Dans les deux fermes, le taux de jumeaux parmi les veaux avait augmenté considérablement à la fin des années 70. Les auteurs émettent l'hypothèse que la pollution de l'air aurait pu affecter les paramètres obstétricaux. Cependant, selon eux il serait prématuré d'affecter ce phénomène à l'émission des incinérateurs [Lloyd et al, 1988]. D'autres études ont discrédité ces hypothèses [Pleus, 1996].

Une étude a été conduite en Ecosse afin d'étudier le sexe ratio des populations riveraines de deux incinérateurs situés à 100 m l'un de l'autre. La région a été subdivisée en 6 parties. Aucune différence globale n'a été retrouvée entre la population potentiellement exposée aux rejets des incinérateurs et les populations plus éloignées, mais une augmentation de la proportion de filles dans les naissances pour le secteur le plus exposé a été observée. Les auteurs suggèrent également une relation éventuelle entre ces résultats et les émissions d'hydrocarbures polychlorés, de dioxines et de pesticides. Toutefois, selon les auteurs, du fait de l'existence de la multiplicité des facteurs pouvant intervenir sur le sexe ratio, il serait prématuré d'établir un lien de causalité avec les incinérateurs à partir de cette étude [Williams, 1992].

3 – EVALUATION DES RISQUES POUR DEUX SITES VIRTUELS

3.1 Contexte de l'étude

La démarche suivie pour cette étude a été la suivante :

- Synthèse des données d'émission de l'incinération des déchets industriels spéciaux (DIS). Cette synthèse comprend deux types de données, celles fournies par les industriels et celles issues des données bibliographiques.
- Sélection de polluants traceurs. Cette sélection regroupe des polluants caractéristiques des émissions liées à l'incinération des DIS présentant des risques pour la santé humaine.
- Élaboration du site virtuel.
 - Choix du scénario d'exposition.
 - Caractéristiques de la cheminée et des gaz émis.
 - Choix de deux configurations météorologiques et topographiques.
 - Choix de trois niveaux d'émission par polluant traceur.
 - Utilisation de deux méthodes de calcul de dispersion des polluants dans l'air.
- Caractérisation des risques sanitaires
Calcul des risques sanitaires pour chaque scénario d'émission et chaque polluant traceur retenu.
- Synthèse de l'étude
 - Synthèse des résultats obtenus et discussion.
 - Proposition d'un cadre méthodologique adapté aux UIDIS, pour l'étude des risques sanitaires à partir d'un site existant ou en projet, sur la base de l'expérience des équipes, des résultats de l'étude et des données de la bibliographie.

3.2 Présentation de la méthode d'évaluation des risques

La présente étude a pour objectif principal de fournir une estimation quantitative des risques liés aux rejets atmosphériques des usines d'incinération des déchets industriels spéciaux. Pour ce faire, les étapes classiques composant la démarche d'évaluation des risques [Covello, Merkhofer, 1993 ; NRC, 2000 ; INERIS, 2001] ont été suivies :

- **L'identification du potentiel dangereux ou identification des dangers** permettant la détermination des polluants émis. Cette étape consiste à choisir des polluants "traceurs du risque". Elle comporte l'inventaire, à partir de sources d'informations scientifiques, des "valeurs toxicologiques de référence" (VTR). Ces VTR déterminent l'apparition d'un effet sanitaire en fonction de l'amplitude de l'exposition (relations doses-effets).
- **L'évaluation de l'exposition** permet de déterminer les doses (internes ou externes selon le cas) ou les concentrations dans les différents milieux environnementaux avec lesquels l'homme entre en contact, ainsi que les voies d'exposition (ingestion, respiratoire et/ou cutanée), le nombre et les caractéristiques de la population.
- La **caractérisation des risques** synthétise les informations issues des étapes précédentes, sous la forme d'une expression quantitative et qualitative du risque (amplitude du risque encouru par les divers segments de la population). Cette synthèse peut s'exprimer selon le

cas en terme d'excès de risque individuel moyen, d'impact (ou d'excès de risque collectif), ou encore de distribution dans la population de ratios de danger (ratio entre des expositions et des valeurs jugées sans danger, telles que DJA (Dose Journalière Admissible), MRL...).

Les deux premières parties de la démarche d'évaluation du risque sont principalement de nature toxicologique. L'objectif est d'identifier, pour un composé chimique (ou biologique) et une voie d'exposition donnée, l'effet sanitaire lié au contact et d'estimer la probabilité de survenue en fonction de la dose reçue. La VTR résume l'information sur le "danger" et, combinée à la mesure de l'exposition, permet de caractériser le risque sanitaire.

Compte tenu des niveaux d'émission des polluants et donc de leurs faibles teneurs après dispersion dans l'atmosphère, seuls des effets chroniques sur la santé peuvent être potentiellement attendus. On distingue conventionnellement deux grands types d'effets chroniques :

- Les effets non cancérogènes procédant par des mécanismes non génotoxiques (et non mutagènes) : ces effets dits systémiques sont considérés comme ne survenant que si une certaine dose d'exposition est atteinte et dépasse les capacités de détoxification de l'organisme. Selon cette approche, il existe un seuil d'exposition en dessous duquel le danger ne peut se manifester. Au contraire, lorsque l'exposition est élevée, le danger peut s'exprimer par atteinte rénale, hépatique ou neurologique...en fonction de la substance concernée et de l'organe le plus sensible.
- Les effets cancérogènes : ils ne sont pas considérés comme régis par un phénomène de seuil et peuvent apparaître quelle que soit la dose d'exposition. Dans ce cas il existe une probabilité, infime mais non nulle, que l'effet se développe si une seule molécule pénètre dans l'organisme. Les effets réputés sans seuil résultent souvent de mécanismes de mutation génique pouvant entraîner des tumeurs solides ou des hémopathies malignes. Plus la dose est forte, plus grande est la probabilité que le danger s'exprime. Mais d'autres effets que des cancers peuvent aussi apparaître sans seuil (tératogènes s'il s'agit de cellules germinales, ou manifestations inflammatoires non liées à des mécanismes génétiques, comme cela est le cas pour des manifestations associées à une exposition aux particules atmosphériques).

Le traitement des déchets remet en circulation des substances chimiques présentes dans les matériaux entrants. Certains composés organiques sont détruits, mais en parallèle d'autres peuvent être créés, dont la nocivité n'est pas toujours connue [Roberts et al, 1999]. La combustion des déchets industriels entraîne l'émission de résidus gazeux et "particulaires". Les métaux et différents produits issus de la combustion incomplète (hydrocarbures aromatiques polycycliques, chlorés ou non...) sont principalement émis sous forme "particulaires" [Roberts et al, 1999].

Parmi les polluants susceptibles d'être émis, certains ont été retenus comme "traceurs du risque". Ces choix sont issus en partie des fiches toxicologiques élaborées par l'INERIS. Dans la mesure où, pour certains traceurs retenus, aucune fiche n'était disponible sur le site de l'INERIS, les données toxicologiques ont été trouvées dans d'autres sources bibliographiques [HCSP, 2000 ; SFSP, 1999]. De tous ces polluants, seul HCl ne faisait l'objet d'aucune synthèse toxicologique.

3.3 Caractérisation du danger des émissions des UIDIS

3.3.1 Justification du choix des émissions canalisées

Une démarche complète d'évaluation des risques sanitaires (ERS) doit prendre en compte toutes les sources de nuisances de l'installation. Elle doit également s'intéresser à l'importance des autres sources de pollution présentes dans l'environnement du site [Thoumelin, 2000]. Cet aspect ne doit pas être négligé dans les études d'impact. Les sources de pollutions environnantes à l'incinérateur seront notamment retenues par les autorités administratives lors de l'examen du dossier d'étude d'impact, afin d'évaluer in fine la totalité des nuisances [Thoumelin, 2000]. Cependant, la démarche d'évaluation des risques considérée dans ce rapport se veut généraliste. De ce fait, elle ne peut pas envisager et intégrer toutes les éventualités de sources de pollutions locales. Ces sources ne peuvent être considérées que lors d'une étude d'impact d'un site réel ou bien encore en élaborant un scénario avec des sources environnantes généralistes (autoroutes, usines industrielles...).

Les études d'impact des installations classées nécessitent un inventaire qualitatif des substances émises par l'usine, par catégories de rejets canalisés, diffus ou fugitifs [INERIS, 2001]. L'évaluation des risques concernant l'incinération des déchets industriels devrait donc s'intéresser aux émissions des polluants par la cheminée (des gaz et des poussières), aux rejets liquides, aux stockages des résidus solides minéraux (résidus d'épuration des fumées et mâchefers), mais également aux rejets fugitifs diffus [SFSP, 1999]. Cette dernière catégorie de rejets se révèle être non négligeable et parfois supérieure aux émissions à la cheminée [Travis, 1987]. Ces substances peuvent présenter un risque pour les populations environnantes et sont de ce fait étudiées dans les études d'impact. Les risques pour les salariés d'une usine peuvent être également évalués et servir de repère concernant l'évaluation des risques pour la population générale [RECORD, 2000]. L'inventaire par catégorie de rejet doit être qualitatif et le plus exhaustif possible. Ce point indispensable suppose de connaître les substances émises par type de rejet. La liste des substances émises peut être établie par des mesures ponctuelles. Elle peut également être issue d'une synthèse bibliographique répertoriant les polluants dangereux pour la santé publique, tous n'étant pas réglementés [INERIS, 2001].

L'évaluation des risques décrite dans ce rapport s'est uniquement intéressée à l'impact sanitaire lié aux émissions canalisées à la cheminée. La caractérisation du danger est étroitement liée au caractère exhaustif du recensement des substances émises, mais également à l'état des connaissances disponibles [INERIS, 2001].

3.3.2 Critères pour le choix des polluants traceurs des risques

Tous les polluants émis par les sites de traitements de déchets ne peuvent être pris en compte dans une évaluation des risques. Dans certains cas, l'information sur la toxicité des composés est insuffisante ou non disponible, dans d'autres cas, les substances ne sont pas mesurées, sauf à l'occasion d'études spécifiques. Ainsi, la réalisation du volet sanitaire des études d'impact des installations classées impose à l'évaluateur de sélectionner certains polluants traceurs [INERIS, 2001]. Ce choix doit s'appuyer sur des critères précis qui sont explicités ci-dessous pour le cas des UIDIS. Ils sont issus, d'une part du rapport élaboré par la Société Française de Santé Publique pour les incinérateurs d'ordures ménagères [SFSP, 1999] et d'autre part du guide méthodologique de l'INERIS [INERIS, 2001] :

- L'existence de valeurs limites d'émission atmosphérique.
- L'importance quantitative des émissions. Ce critère permet de sélectionner une substance présente à une plus forte concentration, à l'intérieur d'une même famille chimique montrant un profil toxicologique homogène. En revanche, il ne permet pas de hiérarchiser des substances de familles chimiques différentes² et/ou ayant des profils toxicologiques différents, sauf à relativiser les immissions par rapport à des valeurs toxicologiques de référence et/ou des valeurs limites d'émission. Cela sera proposé plus loin.
- La connaissance des effets sanitaires. Ce critère implique de prendre en compte des polluants à effet sans seuil (notamment des substances cancérigènes) d'une part, et d'autre part des polluants à effet dit systémique "à seuil", afin de couvrir une gamme diversifiée d'effets.
- Une gamme de polluants organiques et minéraux à établir en fonction de la nature et de la composition des déchets entrants (principe de spécificité) et aussi dans le but de prendre en compte une diversité de profils toxicologiques.
- L'existence de valeurs toxicologiques de références (VTR). Ce critère restreint le choix aux polluants possédant des paramètres de danger sous forme d'excès de risques unitaires ou de valeurs seuil. Ce critère permet de poursuivre l'étude d'impact jusqu'à l'évaluation quantitative des risques. Il n'est pas recommandé de produire des "pseudo-VTR" lorsque de telles valeurs n'ont pas été proposées par des organismes nationaux ou internationaux

² à titre d'exemple, cela n'a pas de sens de classer sur la base d'un critère quantitatif les concentrations de poussières (en g/m³) par rapport aux dioxines (en ng/m³).

faisant autorité, au risque d'ouvrir la voie à des contestations. De nombreux polluants sont donc exclus. De ce fait, une ERS ne peut prétendre à apprécier complètement les risques associés à une installation.

- Une diversité des voies de contact, inhalation et/ou ingestion après une diffusion dans les différents milieux.

Sur l'ensemble des critères exposés ci-dessus, les traceurs choisis sont présentés dans le tableau 5 qui indique les voies d'exposition prises en considération. Un polluant peut se manifester par d'autres effets que ceux résumés ici, mais ces autres effets n'ont pas guidé le choix des traceurs, car ils ne constituent pas des "effets critiques", c'est-à-dire plus sérieux (graves, irréversibles) et/ou se manifestant à des niveaux d'exposition plus faibles. Tous les polluants dans la catégorie "effet sans seuil" augmentent le risque de cancer, sauf les particules qui sont considérées ici pour leur effet sur la survie (les causes de décès pouvant être cardiorespiratoires ou cancéreuses) [Dockery, 1993].

Polluants	Effets sans seuil		Effets avec seuil	
	Voie respiratoire	Voie orale	Voie respiratoire	Voie orale
Arsenic	*	*		*
Cadmium	*			*
Chrome VI	*		*	*
Mercurure			*	
Nickel	*		*	*
Plomb			*	*
Poussières	*		*	
SO2			*	
HCl			*	
Benzène	*	*	*	
2,3,7,8 TCDD	*	*		*
Naphtalène			*	

Tableau 5: Choix des polluants traceurs du risque sanitaire lié à l'incinération des déchets industriels spéciaux pour cette étude

3.3.3 Définition des relations doses-effets

3.3.3.1 Définition d'une valeur toxicologique de référence

Les valeurs toxicologiques de référence (VTR) sont accessibles dans des bases de données internationales (US-EPA, ATSDR...). Ces VTR synthétisent la relation qui existe entre la dose d'exposition à un toxique et la réponse de l'organisme du point de vue des effets sanitaires. Ce terme de VTR est une appellation générique. Il existe deux grands types de VTR. Le premier concerne les substances réputées ne pas occasionner d'effet en deçà d'un certain niveau, dits "polluants à effet de seuil". Le second représente l'augmentation du risque par unité d'accroissement de l'exposition, exprimant ainsi la relation entre une dose et une probabilité de survenue d'un effet indésirable. L'hypothèse sous-jacente est qu'il s'agit le plus souvent d'effets cancérogènes apparaissant dès qu'une molécule entre dans l'organisme. Il s'agit ici de polluants ayant un effet sans seuil. Par ailleurs, lorsqu'il existe des "normes" ou objectifs de qualité de l'air fixés par des autorités compétentes, il est légitime de relativiser les immissions attribuables aux installations par rapport à ces valeurs, bien qu'il ne s'agisse pas à proprement parler de VTR.

Les bases de données de l'US-EPA (IRIS tout spécialement) fournissent des doses de référence correspondant à des expositions par voie orale ou par inhalation, notées respectivement RfD et RfC ; il s'agit de valeurs issues des seuils identifiés par les travaux toxicologiques, auxquels sont appliqués des "facteurs de sécurité" pouvant varier de 10 à 1000 selon les cas. Ces doses de référence sont censées garantir l'absence de conséquence sanitaire. Ces mêmes bases de données exposent aussi des excès de risques unitaires cancérigènes par voies d'ingestion et par inhalation, notés respectivement ERU_{ing} et ERU_{inh}. La base de données toxicologiques de l'ATSDR donne des niveaux de risque minimum (Minimal Risk Level) notés MRL. Ces VTR concernent les trois voies d'exposition (orale, inhalation et dermique) et ce, uniquement pour des effets avec seuil. L'O.M.S formule également des recommandations de valeurs guides pour certains polluants (dont les dioxines) sous forme de doses journalières admissibles (D.J.A.) regroupant les trois voies d'exposition.

3.3.3.2 Choix des valeurs toxicologiques de référence

Lorsque des VTR différentes sont proposées par des institutions ou organismes faisant autorité, on donnera une priorité à celle qui :

- est basée sur des données humaines plutôt que sur une extrapolation de données animales,
- fournit des clés explicites de justification de la valeur proposée,
- en dernier lieu, est la valeur la plus prudente (RU élevé ou valeur seuil la plus basse).

Le tableau 6 synthétise les ERU (excès de risque unitaire) par ingestion et par inhalation retenus ainsi que les effets induits par les polluants traceurs. L'ERU, pour le risque cancérigène, représente la probabilité supplémentaire de contracter un cancer, pour une personne exposée durant toute sa vie, à une unité de dose de la substance par rapport à une personne non exposée. Pour la voie orale, l'ERU s'exprime en $(\text{mg}/\text{kg}\cdot\text{j})^{-1}$ et pour la voie respiratoire en $(\mu\text{g}/\text{m}^3)^{-1}$. L'estimation de l'exposition chronique aux particules émises par une UIDIS suit l'approche de Brunekreef appliquée à la population des hommes de 25 à 90 ans des Pays-Bas [Brunekreef, 1997]. Cet auteur a calculé une réduction de la survie de 1,11 années sur 15 ans pour une exposition excédant de $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ celle d'une population moins exposée, en se basant sur les études épidémiologiques conduites aux Etats-Unis [Dockery 1993].

Valeurs toxicologiques de référence / Effets cancérigènes ou sans seuil				
Polluants	Voie par inhalation		Voie par ingestion	
	ERU $(\text{mg}/\text{m}^3)^{-1}$	Effets/organes	ERU $(\text{mg}/\text{kg}\cdot\text{d})^{-1}$	Effets/organes
Arsenic	4,30 E + 00 (a)	Pulmonaire (a,d,e)	1,50 (a)	Pulmonaire (a,d,f)
Cadmium	1,80 (a)	Pulmonaire (a,d,f)		
Chrome VI	1.20.10 ⁺¹ (a)	Pulmonaire (a,d,e)		
Mercure				
Nickel	2.40.10 ⁻¹ (a)	Pulmonaire (a,d,e)		
Poussières	ΔEV sur 15 ans (b)	Pulmonaire (b)		
	1,1 année $(10\mu\text{g}/\text{m}^3)^{-1}$			
Benzène	7,80.10 ⁻³ (a)	Leucémie (a,d,e)	5,50.10 ⁻² (a)	Leucémie (a,d,e)
2,3,7,8 TCDD	3,30.10 ⁻² (c)	Multi-site (c)	5.10 ⁺⁶ (c)	Multi-site (c)

a : <http://cfpub.epa.gov/iris/quickview.cfm?substance>

b : [Dockery, 1993]

c : US-EPA, Exposure and human health reassessment and related compounds. Part III: Integrated summary and risk characterization (2,3,7,8-Tetrachlorodibenzo-p-Dioxin TCDD), 2000, p.96.

d : Etude chez l'homme

e : Classification cancer : A

f : Classification cancer : B1

Tableau 6 - Valeurs toxicologiques de référence des polluants traceurs à effet cancérigène ou sans seuil retenus

On notera que la famille des HAP particuliers dont plusieurs sont classés comme cancérigènes probables ou possibles pour l'homme par le CIRC ne figure pas dans cette liste en l'absence de données d'émissions.

Dans le tableau 7, sont sélectionnées les doses ou les concentrations de référence pour les polluants traceurs "agissant" à partir d'une valeur seuil. Ces doses sont soit des DJA et/ou MRL exprimées en mg/kg.j, pour la voie orale, soit des Concentration Admissible dans l'Air (C.A.A.) exprimées en µg/m³ pour la voie respiratoire. Les effets sur les organes cibles sont également répertoriés.

Valeurs toxicologiques de référence / Effets seuil				
Polluants	Voie par inhalation		Voie par ingestion	
	Dose ou concentration de référence (mg/m ³)	Effets/organes	Dose ou concentration de référence (mg/kg/j)	Effets/organes
Arsenic			3.10 ⁻⁴ (b g)	Cutané/Kératose
Cadmium			1.10 ⁻³ (a g)	
Chromé VI	1.10 ⁻⁴ (a g)	Respiratoire	3.10 ⁻³ (a)	
Mercure	2.10 ⁻⁴ (b)	Neurologique		
Nickel	2.10 ⁻⁴ (b)	Respiratoire	2.10 ⁻² (a)	Poids corporel et organes
Plomb	5.10 ⁻⁴ (b)	Hématologique	3,57.10 ⁻³ (e)	
Poussières	4.10 ⁻² (f)	Neurologique		
SO ₂	5.10 ⁻² (d)	Respiratoire		
HCl	2.10 ⁻² (a)	Respiratoire		
Benzène	2.10 ⁻³ (c)	Neurologique (b)		
2,3,7,8 TCDD			1.10 ⁻⁹ (b)	Reproduction Système immunitaire
Naphtalène	3.10 ⁻³ (a)		2,00.10 ⁻² (a)	

a : <http://cfpub.epa.gov/iris/quickview.cfm?substance>

b : <http://www.atsdr.cdc.gov/mrls.html>

c : Ministère de l'aménagement du territoire et de l'environnement. Décret n°2002-213 du 15 février 2002

d : OMS (Organisation Mondiale de la Santé). Air quality guidelines for Europe, 2000, OMS, Geneva.

e : FAQ/OMS /JECFA/1983

f : Communauté européenne. Directive 1999/30/CE du conseil du 22 avril 1999 relative à la fixation des valeurs limites pour l'anhydride sulfureux, le dioxyde d'azote et les oxydes d'azote, les particules et le plomb dans l'air ambiant.

g : Etude chez l'homme

h : Etude chez l'homme et chez le rat

Tableau 7 - Valeurs toxicologiques de référence des polluants traceurs à effet de seuil retenus

Le benzène et le naphtalène ont été sélectionnés, respectivement au sein des familles COV et HAP volatils, en rapportant les valeurs typiques d'émission (médianes ou moyennes) connues par la littérature aux VTR disponibles correspondantes (cf. tableau 22). Ces deux polluants ressortent fortement, en se distinguant par leur profil toxicologique (effet sans seuil pour le benzène, avec seuil pour le naphtalène).

Les oxydes d'azote (NO_x) n'ont pas été choisis comme polluants traceurs en l'absence de données d'émission. Toutefois, des valeurs limites dans l'air ambiant ont été établies par l'OMS pour le dioxyde d'azote. Ces valeurs sont reprises dans les Directives européennes 1999/30/CE du 22 avril 1999 et 2000/69/CE du 16 novembre 2000 transposées par le décret n°2002-213 du 15 février 2002 :

- 200 µg/m³ : valeur limite horaire moyenne pour la protection de la santé humaine ne devant pas être dépassée plus de 18 fois par an (applicable à partir du 01/01/2010).
- 40 µg/m³ : valeur limite annuelle moyenne (applicable à partir du 01/01/2010).

Dans le cadre d'une étude de risques, les valeurs d'immission pourraient être comparées à ces valeurs seuil. Cependant, les oxydes d'azote sont des polluants relativement ubiquistes émis par des sources nombreuses, dont notamment la pollution automobile. Par conséquent, étudier uniquement les risques générés par les oxydes d'azote émis par un incinérateur de DIS sans prendre en compte le contexte global, offre peu d'intérêts.

3.4 Estimation des expositions

3.4.1 Construction d'un scénario d'exposition

3.4.1.1 Principes

Le scénario d'exposition a été construit en s'appuyant sur des caractéristiques réelles d'usines d'incinération de déchets industriels spéciaux : conditions météorologiques, direction du panache, répartition géographique de la population riveraine... Les choix ont été établis à l'issue de discussions entre les partenaires du projet. Les paramètres d'exposition ont été élaborés en prenant soin de conserver une cohérence sur l'origine des données. Le fil conducteur qui a guidé l'ensemble des choix des données sources a été d'obtenir des informations se rapprochant le plus d'une situation française.

Trois voies d'exposition sont prises en compte : l'inhalation des polluants émis à la cheminée et diffusés dans l'air ambiant, l'ingestion directe de poussières contaminées et l'ingestion indirecte par la chaîne alimentaire après dépôt de polluants atmosphériques sur les sols. La contamination des eaux souterraines destinées à l'eau de consommation n'a pas été retenue, l'hypothèse étant qu'une contamination des nappes profondes devait être négligeable. La voie d'exposition par contact cutané n'a pas été prise en compte dans cette étude car jugée également négligeable.

Deux scénarios sont établis, l'un en situation "moyenne" et le second en situation "défavorable". Le premier est censé refléter une situation dans des conditions "habituelles" autour du site. Le second a pour objet de représenter des circonstances plus péjoratives, demeurant cependant plausibles. Ces circonstances pénalisantes porteront sur 3 caractères : des niveaux d'émissions aux valeurs élevées de la distribution, un hameau placé sous le vent et un ensemble de paramètres (populations sensibles, données d'autoconsommation choisies comme supérieures à la moyenne générale des consommations en France pour le hameau).

Les populations exposées sont constituées des habitants d'une zone urbaine et d'un hameau. Pour le site A ces deux zones sont situées à une distance respectivement de 1500 m direction Sud-Ouest et de 1500 m direction Sud-Est de l'usine d'incinération de déchets industriels spéciaux. Pour le site B présentant une rose des vents plus homogène, ces deux zones sont situées respectivement à 1500 m direction Est et à 500 m dans un secteur Nord-Ouest Sud-Ouest. Ces distances ont été déterminées à l'issue d'une première modélisation des concentrations à l'émission par le logiciel ARIA Impact. Le hameau a été placé le plus près possible du point de concentration maximale de tout le territoire d'étude pris en compte par cette première modélisation. La ville a été placée sur les axes de concentrations maximales rencontrées sur les deux sites. La zone urbaine regroupe 20 000 habitants et le hameau 200. Le nombre d'habitants a été fixé à partir des données moyennes du recensement général de la population française de 1999 autour des sites relevant de cette activité [INSEE, 1999].

L'implantation d'une école maternelle représentant la population sensible a été prévue au sein du hameau. Le choix d'enfants en bas âge répond à deux faits : l'importance de l'ingestion de poussières et la toxicité particulière du plomb dans cette population. La tranche d'âge 3-5 ans a donc été définie en fonction de ces deux paramètres et de l'accessibilité des données alimentaires pour cette classe d'âge [site internet AFSSA, enquête INCA 1999].

La caractérisation des risques implique la prise en compte de valeurs physiologiques pour les adultes et pour les enfants. Ces valeurs sont issues du document élaboré par Biomedical Sciences [ExxonMobil Biomedical Sciences, 2000] qui regroupe de nombreuses données physiologiques américaines mais également européennes, voire pour certaines spécifiquement françaises. Dans certains cas, l'objectif de se rapprocher de valeurs françaises n'a pas été possible, de ce fait certaines données utilisées sont américaines.

L'exposition par ingestion indirecte suppose de connaître les données de consommation alimentaire des adultes et des enfants. Elles sont issues d'une enquête alimentaire récente [site internet AFSSA, enquête INCA 1999]. En outre, le scénario nécessite de disposer des données d'autoconsommation qui ont été sélectionnées à partir de données produites par l'INSEE [Bertrand, 1993]. Pour la zone urbaine, ces valeurs sont celles de la France entière. Concernant le hameau, les données correspondent aux données d'autoconsommation des communes rurales.

Les produits d'autoconsommation, notamment poissons et produits laitiers, supposent une diversité de l'occupation de la surface au sol ou d'activités particulières exercées autour du site. Les fruits et les légumes sont issus en partie des jardins potagers. Des jardins ont été placés dans le voisinage du hameau et de la zone urbaine. Les surfaces correspondantes ont été calculées à partir de la statistique agricole annuelle 2000 [Ministère de l'agriculture et de la pêche, 2002] et des données de population du recensement 1999 [site internet INSEE]. Les surfaces ont été doublées pour le hameau. Une zone d'exploitation de vaches laitières a été placée à proximité du site [Ministère de l'agriculture et de la pêche, 2001]. Une zone de pêche a également été prise en considération, avec un calcul du nombre de pêcheurs, respectivement de 17 et 828 pêcheurs pour le hameau et la zone urbaine. Le nombre de pêcheurs pour le hameau a été doublé par rapport au taux urbain. A l'identique des valeurs calculées précédemment, ces deux valeurs ont été obtenues à partir du nombre total des pêcheurs enregistrés par les fédérations de pêche en 1999 [source CSP, Conseil Supérieur de la Pêche] et des données de population 1999 [site internet INSEE]. Les données du nombre de pêcheurs ne seront pas exploitées dans ce document, l'argumentation est présentée au chapitre discussion.

3.4.1.2 Détermination des "valeurs repères"

On appelle "valeur repère" la concentration à l'émission de la cheminée servant de "terme source" aux transferts dans les milieux, puis à l'estimation des expositions de la population. Pour chaque polluant traceur, 3 niveaux d'émission ont été définis : le seuil réglementaire ou valeur seuil [VS] (ou un équivalent calculé en l'absence de valeur seuil), une valeur basse, une valeur haute. Pour tous les polluants traceurs retenus, les niveaux d'émission bas et hauts ont été fixés à partir des données fournies par les industriels et/ou à partir des données bibliographiques. Notamment, ces dernières proviennent de valeurs d'émission de 23 incinérateurs collectifs de déchets industriels des Etats-Unis (cf. étude bibliographique chapitre 2, paragraphe 2.1). Ces données, datant du milieu des années 90, ont été rendues publiques à l'occasion d'une révision de la réglementation [US EPA, 1999]. Ces fichiers sont disponibles sur le site internet de l'US EPA. Les analyses portent sur un nombre de polluants variables selon les incinérateurs. Les valeurs EPA présentées à 7% de O₂ ont été recalculées à 11% de O₂.

Polluants possédant une valeur réglementaire individuelle d'émission :

- **Poussières** : la valeur seuil (VS) choisie est celle de la valeur réglementaire, soit 10 mg/Nm³ [Union Européenne, 2000]. Quatre valeurs ont été fournies par les industriels. Il s'agit des valeurs moyennes sur cinq ans (1996-2000) et des valeurs moyennes de l'année 2000 de deux fours d'une même unité. Les teneurs sont assez basses, variant de 1 à 3 mg/Nm³. Les données bibliographiques nombreuses publiées par l'EPA sont formulées en "grains par pied cube en conditions standards", ce qui les rend inutilisables. La valeur basse a été déterminée à 2 mg/Nm³, soit VS ÷ 5. La valeur haute a été choisie de manière symétrique à la valeur seuil, soit 50 mg/Nm³ (VS x 5).
- **SO₂** : la valeur seuil (VS) choisie est celle de la valeur réglementaire soit 50 mg/Nm³ [Union Européenne, 2000]. Comme pour les poussières, quatre valeurs provenant de la même unité d'incinération se situent entre 6 et 11 mg/Nm³. Aucune donnée relative à ce composé n'a été retrouvée dans la bibliographie. Les valeurs des industriels ont ainsi été utilisées pour établir les trois niveaux d'émission. Compte tenu que ce polluant est bien maîtrisé par les techniques d'épuration actuelles, la valeur basse a été fixée à 5 mg/Nm³ (VS ÷ 10) et la valeur haute à 250 mg/Nm³ (VS x 5).
- **HCl** : la valeur seuil (VS) choisie est celle de la valeur réglementaire soit 10 mg/Nm³ [Union Européenne 2000]. Les quatre valeurs provenant de la même unité d'incinération varient de 2,5 à 5 mg/Nm³. Les données EPA sont nombreuses et leurs valeurs se situent globalement entre 5 et 200 mg/Nm³. La valeur basse a donc été choisie à 2 mg/Nm³ (VS ÷ 5) et la valeur haute à 200 mg/Nm³ (VS x 20). En annexe 2, un graphe représente l'étendue des valeurs issues des données bibliographiques.
- **Les métaux** : comme pour les trois polluants précédents, des valeurs moyennes sur 5 ans (1996-2000) et des valeurs moyennes de l'année 2000 ont été fournies par un industriel pour 21ignes

d'incinération, mais il s'agit de la somme des métaux issue des mesures réglementaires, ce qui ne peut être exploité pour une étude des risques sanitaires. Les données métal par métal fournies par les industriels restent très partielles : trois analyses ponctuelles (une de juillet 2001 et deux de juin 2000) proviennent de deux lignes d'incinération, avec des résultats souvent inférieurs aux seuils de détection. Les données de la bibliographie ont donc été utilisées pour les métaux. Ces données pour l'arsenic et le plomb se trouvent sous forme de graphes en annexe 3.

- **Cadmium** : la valeur seuil (VS) choisie est la valeur réglementaire du cadmium et de ses composés, soit $0,05 \text{ mg/Nm}^3$ [Union Européenne 2000]. Les teneurs figurant dans la base de données de l'EPA se situent globalement en dessous de la valeur seuil française de $0,05 \text{ mg/Nm}^3$, avec quelques valeurs au dessus allant vers un maximum de $0,5 \text{ mg/Nm}^3$. La valeur basse a été fixée à $0,01 \text{ mg/Nm}^3$ ($VS \div 5$) et la valeur haute à $0,5 \text{ mg/Nm}^3$ ($VS \times 10$).
- **Mercur**e : la valeur seuil (VS) est la valeur réglementaire soit $0,05 \text{ mg/Nm}^3$ [Union Européenne 2000]. A une exception près, les données EPA respectent la valeur seuil française de $0,05 \text{ mg/Nm}^3$. Globalement, les teneurs sont inférieures à $0,02 \text{ mg/Nm}^3$. La valeur basse a été fixée à $0,01 \text{ mg/Nm}^3$ ($VS/5$) et la valeur haute à 10 fois la valeur seuil, soit $0,5 \text{ mg/Nm}^3$.
- **Dioxines (I-TEQ)** : La valeur seuil (VS) est la valeur réglementaire soit $0,1 \text{ ng/Nm}^3$ [Union Européenne 2000]. Deux valeurs moyennes pour l'année 2000 (toutes deux $< 0,1 \text{ ng/Nm}^3$) correspondant à deux fours d'une même unité ont été fournies par les industriels. Les concentrations proposées par l'EPA [cf. annexe 1] montrent un maximum de 2 ng/Nm^3 . Cette valeur a été choisie comme valeur haute ($VS \times 20$). La valeur basse a été fixée à $0,02 \text{ ng/Nm}^3$ (valeur minimum de l'EPA = $0,034 \text{ ng/Nm}^3$), soit 5 fois moins que la valeur seuil.

Polluants possédant une valeur réglementaire d'émission appliquée à un ensemble de polluants :

• Polluants métalliques ou assimilés : l'arsenic, le chrome, le plomb et le nickel

La valeur seuil réglementaire de $0,5 \text{ mg/Nm}^3$ est basée sur la somme des métaux (As + Cr + Ni + Pb + Co + Cu + Mn + Sb + Se + Sn + Te + V). Les données EPA montrent que les teneurs des quatre éléments qui nous intéressent sont :

$< 10 \text{ } \mu\text{g/Nm}^3$ pour As	soit 2% du total des quatre
$< 50 \text{ } \mu\text{g/Nm}^3$ pour Cr	soit 8% du total des quatre
$< 100 \text{ } \mu\text{g/Nm}^3$ pour Ni	soit 15% du total des quatre
$< 500 \text{ } \mu\text{g/Nm}^3$ pour Pb	soit 75% du total des quatre

En faisant l'hypothèse haute que les teneurs des autres métaux sont négligeables, il a été décidé de fixer la contribution à la valeur seuil de chacun de ces quatre polluants, comme suit :

As = $0,01 \text{ mg/Nm}^3$
Cr = $0,04 \text{ mg/Nm}^3$
Ni = $0,08 \text{ mg/Nm}^3$
Pb = $0,3 \text{ mg/Nm}^3$

Soit au total $0,43 \text{ mg/Nm}^3$ comparé à la valeur limite réglementaire de $0,5 \text{ mg/Nm}^3$.

Compte tenu des teneurs publiées par l'EPA, la valeur haute a été fixée à cinq fois la valeur seuil et la valeur basse au cinquième de la valeur seuil pour les quatre métaux.

• Polluants organiques : benzène et naphtalène

Aucun industriel ne disposait de résultats d'analyses détaillant les molécules organiques émises à la cheminée. Il a donc été fait appel à la recherche bibliographique. Les hypothèses pour l'établissement de la valeur seuil ont été calées sur les valeurs globales du carbone organique total (COT) (valeur réglementaire de 10 mg/Nm^3). Ces hypothèses sont basées sur les concentrations et les proportions des polluants organiques données par la littérature. Ainsi, la contribution du benzène au COT a été fixée à 15% et celle du naphtalène à 0,30% (cf. tableau 3, d'après [Dempsey, Oppelt, 1993]). Cela

correspond à une valeur seuil de 1,5 mg/Nm³ pour le benzène et de 30 µg/Nm³ pour le naphthalène. Les valeurs hautes et basses ont été fixées en fonction des données EPA [six teneurs pour le benzène et cinq pour le naphthalène, cf. annexes 1 et 2], soient respectivement VS ÷ 10 et VS X 5.

3.4.1.3 Synthèse des valeurs repères

Paramètres (mg/m ³)	Valeur basse	Valeur seuil	Valeur haute
Poussières	2 (VS÷5)	10*	50 (VSX5)
HCl	2 (VS÷5)	10*	200 (VSX 20)
SO ₂	5 (VS÷10)	50*	250 (VSX 5)
Métaux			
Arsenic	0,002 (VS÷5)	0,01	0,05 (VSX5)
Plomb	0,06 (VS÷5)	0,3	1.5 (VSX5)
Chrome VI	0,008 (VS÷5)	0,04	0,2 (VSX5)
Cadmium	0,01 (VS÷5)	0,05*	0,5 (VSX 10)
Nickel	0,016 (VS÷5)	0,008	0,4 (VSX5)
Mercuré	0,01 (VS÷5)	0,05*	0,5 (VSX 10)
Polluants organiques			
Dioxines (I-TEQ) ng/m ³	0,02 (VS÷5)	0,1*	2 (VSX 20)
Benzène	0,15 (VS÷10)	1,5	7,5 (VSX 5)
Naphtalène	0,003 (VS÷10)	0,03	0,15 (VSX 5)

* Données réglementaires : Directive 2000/76/CE

Tableau 8 - Présentation des trois niveaux d'émission fixés pour les douze polluants traceurs (les facteurs correctifs d'abattement ou de multiplication pour déterminer les valeurs basses et hautes sont entre parenthèses)

3.4.2 Exposition par inhalation

La dispersion des substances toxiques dans les différents milieux en contact avec l'homme a été modélisée afin de pouvoir quantifier l'exposition de la population riveraine. Le calcul des concentrations dans l'air ambiant et les dépôts surfaciques pour les polluants traceurs sélectionnés a été effectué par l'intermédiaire de deux logiciels 2D (Pol'ER et ARIA Impact). Les résultats présentés dans le chapitre 4 correspondent uniquement aux calculs effectués à partir de la modélisation de la dispersion des polluants par ARIA Impact et des concentrations à l'immission.

3.4.2.1 Modélisation par le logiciel Pol'ER

- Présentation du logiciel :

Conçu et réalisé par le laboratoire de Santé Publique de l'Université Joseph Fourier à Grenoble pour l'Institut de Veille Sanitaire (InVS), le logiciel Pol'ER est un logiciel 2D qui ne prend pas en compte le relief et qui modélise donc la dispersion des polluants selon deux dimensions de l'espace. Ce logiciel a pour objectif d'aider à la démarche d'évaluation du risque sanitaire. La Direction Générale de la Santé (DGS) a confié à l'InVS le développement d'un guide pour l'analyse du volet sanitaire des études d'impact. Un modèle de dispersion atmosphérique de polluants émis par une installation a donc été conçu pour estimer les immissions, mais également pour caractériser les risques induits par

exposition par la voie respiratoire [Balducci, 2002]. Les paragraphes suivants présentent le travail réalisé sur les données d'entrée du logiciel.

Le logiciel Pol'ER utilise un modèle mathématique de dispersion des polluants dans l'atmosphère permettant d'estimer les concentrations attribuables à la source d'émission dans les différentes zones étudiées, à savoir la zone urbaine, le hameau et la zone d'élevage, en fonction des caractéristiques d'émission de ces polluants par la source et des données météorologiques moyennes. Le modèle utilisé dans Pol'ER est celui du logiciel COTRAM qui est un modèle gaussien à bouffée dont les paramètres de diffusion sont les écart-types de DOURY. Les écart-types sont des paramètres qui pilotent notamment la diffusion du panache atmosphérique. Le modèle de DOURY utilise trois grandes classes atmosphériques, à savoir atmosphère neutre (DN), instable (DI) et stable (DF). Ce modèle gaussien est plutôt adapté aux gaz peu ou pas réactifs (gaz passifs) et aux particules fines (<5 microns). Pour des distances inférieures à 200 mètres du point de la source, les estimations des concentrations fournies par ce type de modèle sont peu précises, mais cela peut dépendre de la hauteur d'émission. Les modèles gaussiens ne prennent pas en compte la topographie du terrain, si ce n'est par l'intermédiaire d'un coefficient de rugosité au sol. Cependant, ce paramètre n'intervient pas dans le cas du modèle de DOURY et donc dans le logiciel COTRAM. La surhauteur de l'émission (la vitesse de l'émission du polluant fait que la diffusion de celui-ci commence à partir d'une certaine hauteur à rajouter à la hauteur de la "cheminée") peut-être estimée par l'utilisateur.

- Zone d'étude :

- Site A :

- La zone d'étude est définie par des mailles. La définition de ces mailles se fait en fonction de la direction (fixée par défaut selon 18 degrés) et de la distance. Les distances sont mesurées à partir du point central de chaque zone. Un maximum de neuf distances différentes est autorisé. Les distances ont été établies à partir d'une première dispersion réalisée par le modèle de dispersion ARIA Impact.

- La distance maximale de la zone d'étude concernant la modélisation par Pol'ER se situe à 4750 mètres. La caractérisation des risques a été faite sur trois zones autour du site. L'étendue de la zone urbaine représente une densité calculée sur des villes comprises entre 5000 et 30 000 habitants du recensement de 1999, soit environ 1250 habitants au km². La ville s'étend donc sur environ 16 km². Elle se place sur quatre secteurs d'angle entre les distances 1250 mètres et 4750 mètres (point central des mailles), soit 32 mailles. Ces mailles sont comprises entre les secteurs angulaires suivants : [190°-210°] et [250°-270°]. Les 200 habitants du hameau ont été placés sur une seule maille (0,22 km²), soit une densité de 900 habitants au km² environ. Cette maille se situe au Sud-Est du site, sur le secteur angulaire compris entre 130° et 150°. Le point central de cette maille est situé approximativement à 1250 mètres du site. L'étendue de la zone d'élevage est explicitée ultérieurement ; cependant même si l'étendue de cette zone est d'environ 0,12 km², elle a été représentée par une seule maille. Cette maille se situe sur le secteur angulaire compris entre 130° et 150°, le point central est à environ 2250 mètres.

- Site B :

- De la même manière les zones ont été situées suite à une première modélisation par ARIA Impact. La zone urbaine se place sur six secteurs d'angle entre les distances 750 mètres et 3750 mètres (point central des mailles), soit 42 mailles. Ces mailles sont comprises entre les secteurs angulaires suivants : [210°-230°] et [310°-330°]. Les 20 000 habitants se répartissent sur 16 km². Les 200 habitants du hameau ont été placés sur une seule maille (0,22 km²), soit une densité de 900 habitants au km² environ. Cette maille se situe à l'Est du site, sur le secteur angulaire compris entre 70° et 90°. Le point central de cette maille est situé approximativement à 1250 mètres du site. L'étendue de la zone d'élevage est d'environ 0,12 km², elle a été représentée par une seule maille. Le point central de cette maille se situe à proximité du hameau à 1250 m à l'Est du site sur le secteur angulaire compris entre 90° et 110°.

• Population :

Les effectifs de population correspondent aux données du recensement de la population générale française et sont répartis en classes d'âge [INSEE, 1999]. La saisie des données de population dans le logiciel Pol'ER se fait pour quatre tranches d'âge ([0-19], [20-39], [40-59] et [60-69]). Les expositions ainsi que les risques seront évalués spécialement pour la classe d'âge [3-5 ans]. Pol'ER permet de prendre en compte les budgets espace-temps. Cependant, l'étude n'a pas retenu ce cas de figure. L'hypothèse d'une pénétration de 100% des polluants à l'intérieur des locaux a été posée.

La zone urbaine comprenant 20 000 habitants, l'hypothèse a été de placer environ 50% de cette population au centre et 50% en périphérie par rapport à un carré de 4 km de côté comprenant des mailles de 500 mètres de côté (représentation du maillage d'ARIA Impact pour le site A). Pour conserver cette hypothèse de départ, chaque surface des 32 mailles a été calculée afin de répartir de manière équitable la population. Pol'ER permet de rentrer les données par structure d'âges et par sexe. Ainsi, un calcul basé sur la répartition par âge et par sexe de la population française a été effectué et ceci pour chacune des 32 mailles. L'annexe 4 montre cette répartition par mailles, notée sous forme de zones d'étude. Concernant le site B, la zone urbaine comprenait 64 mailles (représentation du maillage d'ARIA Impact). Les classes d'âges ont ainsi été réparties de façon équitable sur les 42 mailles de la modélisation Pol'ER au prorata de chaque surface des différentes mailles.

• Dispersion des polluants :

Les polluants émis par le site sont dispersés par une seule cheminée dont les caractéristiques, définies avec le comité de pilotage de l'étude, sont les suivantes :

Hauteur de cheminée :	40 m par rapport au sol
Diamètre interne :	1,5 m
Température des gaz à l'éjection :	70°C
Débit des fumées :	75 960 Nm ³ /h
Vitesse des gaz à l'éjection :	20 m/s

Seule la hauteur de cheminée est une donnée d'entrée du logiciel Pol'ER. Cependant, les autres paramètres ont été nécessaires au calcul des flux de polluants. Les données exprimées en unité de masse par unité de volume ont du être converties en unité de masse par unité de temps.

Chaque polluant possède une teneur d'émission (tableau 8). Les modèles de dispersion incorporent des vitesses de dépôt (communication ARIA Technologies) pour chaque polluant présenté ci-dessous :

Poussières :	1.10^{-2} m/s
HCl :	3.10^{-2} m/s
SO ₂ :	6.10^{-3} m/s
Métaux :	$2,9.10^{-3}$ m/s
PCDD :	4.10^{-3} m/s
Benzène :	3.10^{-3} m/s
Naphtalène :	3.10^{-3} m/s

La vitesse de dépôt du naphtalène n'est pas spécifique à ce composé. Le naphtalène étant considéré comme un HAP gazeux, l'hypothèse posée pour les calculs du logiciel Pol'ER est celle que cette substance se comporte de la même manière que le benzène. Il a donc été conservé la même vitesse de dépôt pour ces deux composés. La vitesse de dépôt pour les métaux est celle du cadmium, l'hypothèse est que tous les métaux possèdent une vitesse identique.

• Données météorologiques :

Les données météorologiques sont représentées par la distribution des fréquences (en %₀₀) des vents selon leur direction d'origine (par angle de 20 degrés) et de leur vitesse (en m/s). Toutes ces données ont été fournies par ARIA Technologie et sont détaillées dans les paragraphes ci-après. Cependant,

un regroupement de fréquences a été nécessaire aux données d'entrée dans Pol'ER. En effet, les fréquences utilisées dans le logiciel ARIA Impact le sont pour six classes de stabilité atmosphérique. COTRAM comprend uniquement trois types de classes atmosphériques.

3.4.2.2 Modélisation par le logiciel ARIA Impact

Les données développées dans ce chapitre sont tirées du rapport de modélisation réalisé par ARIA Technologies pour cette étude [ARIA, 2002].

3.4.2.2.1 Le logiciel :

- Présentation :

Développé par ARIA Technologies, le logiciel ARIA Impact est un logiciel 2D qui modélise la dispersion des polluants seulement dans deux dimensions de l'espace. Il n'est donc pas recommandé de l'utiliser dans des secteurs à fort relief. Cependant, ce logiciel présente des avantages par rapport à un simple logiciel 2D, car, pour certains de ses calculs, il prend en compte le relief. En effet, pour les vents faibles inférieurs à 1m/s, il reconstitue l'écoulement du vent en trois dimensions. Et d'une manière générale, il tient compte de la topographie pour le panache.

C'est un modèle bien adapté aux études de l'impact à long terme d'une ou de plusieurs installations industrielles. Il est conforme à la définition du modèle utilisé pour les dossiers d'utilité publique des installations EDF (thermiques à flammes et nucléaires) en France et à l'étranger. Il est en accord, par ailleurs, avec la recommandation de l'US-EPA (Environmental Protection Agency).

Le logiciel ARIA Impact est un modèle gaussien statistique cartésien. Concernant le calcul des retombées au sol de polluants, il permet de prendre en compte deux types de polluants :

- les effluents gazeux passifs,
- les poussières sensibles aux effets de la gravité.

Le logiciel ARIA Impact utilise les écart-types de Pasquill, ce qui porte les classes de stabilités atmosphériques au nombre de six au lieu de trois pour Pol'ER. Les classes de A à C correspondent à la classe de stabilité instable du logiciel Pol'ER, la classe D à celle de la stabilité neutre et les classes de E à F à celle de stabilité stable.

Les hypothèses de calcul de ce modèle sont les suivantes :

- la turbulence est homogène dans les basses couches,
- la mesure du site est représentative de l'ensemble du domaine de calcul,
- la densité des polluants est voisine de celle de l'air,
- la composante verticale du vent est négligeable devant la composante horizontale,
- le régime permanent est instantanément atteint.

Ces hypothèses permettent une visualisation rapide des ordres de grandeur de la pollution sur des domaines de 1 à 30 km. Ces hypothèses sont généralement majorantes, notamment pour les dépôts, faiblement en cas d'absence de relief (d'un facteur proche de 1 à 2) et plus fortement en cas d'un relief important (communication orale, Lydia Gaboriaud, ARIA Technologies).

- La dispersion des polluants :

La modélisation de la pollution n'a été réalisée que pour 6 polluants. Le dioxyde de soufre (SO₂), l'acide chlorhydrique (HCl), les dioxines et le benzène ont été considérés comme étant sous forme entièrement gazeuse. Le calcul de la dispersion des poussières (PM 2,5), du fait de leur petite taille (< 2,5µm), donne des résultats assimilables à ceux d'un polluant gazeux. Le cadmium (Cd), comme l'ensemble des métaux, a été considéré comme étant sous forme entièrement particulaire avec une taille de 5 µm. Toutefois, le calcul de la dispersion des polluants métalliques par le logiciel rend leur comportement proche de celui d'un polluant gazeux, du fait de cette taille de 5 µm. Les concentrations pour les polluants non modélisés ont été calculés au prorata des émissions, cette méthode étant

applicable dans la mesure où l'installation ne possède qu'une seule cheminée. Les polluants calculés au prorata sont :

- As, Pb, Ni, Cr, Hg, calculés au prorata des émissions de Cd.
- Naphtalène, calculé au prorata des émissions de PM 2,5.

Les caractéristiques de la cheminée, définies avec le comité de pilotage de l'étude, sont présentées dans les paragraphes consacrés au logiciel Pol'ER (cf. § 3.4.2.1).

Les concentrations en polluant dans l'atmosphère peuvent fluctuer dans le temps et dans l'espace suivant :

- **L'intensité des émissions** des différentes activités qui varie dans le temps : en hiver le chauffage est important, le trafic routier est quasiment nul la nuit...
 - **La topographie locale** qui peut favoriser ou non le déplacement des masses d'air,
 - **Les conditions météorologiques** : une atmosphère stable limite la dispersion des polluants et favorise les pics de pollution,
 - **La structure thermique de l'atmosphère** : une inversion thermique de température limite la dispersion des polluants.
- Les conditions météorologiques :

Les conditions météorologiques tiennent une part importante dans la dispersion des polluants atmosphériques.

- **Atmosphère instable** (classes de Pasquill A, B et C) : Dans de telles situations, la dispersion des polluants est facilitée. Ces situations apparaissent par fort réchauffement du sol. Elles se retrouvent principalement le jour en absence de vent fort.
- **Atmosphère neutre** (classes de Pasquill D) : Ces situations permettent la dispersion des polluants. Elles correspondent aux situations de vents modérés ou à des situations de ciel couvert. Il s'agit de la situation la plus fréquente en zone tempérée.
- **Atmosphère stable** (classes de Pasquill E et F) : De telles situations freinent le déplacement des masses d'air. Elles sont induites par des inversions thermiques près du sol, ce qui limite la dispersion des polluants. Ces situations se retrouvent principalement la nuit par vent faible

3.4.2.2.2 Le site A :

Le choix d'un domaine comportant une rose des vents "marquée" s'est porté sur un site en région parisienne (Figure 1).

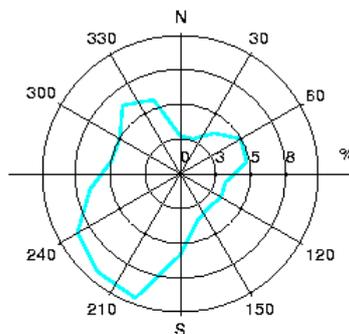


Figure 1 : Rose des vents générale pour toutes les classes de vitesses confondues sur le site A

Le domaine d'étude correspond à un carré de 15 x 15 km de côté, centré sur l'installation. Il a été défini en fonction de la hauteur de la cheminée, des quantités de polluants rejetés, de la localisation de l'installation et de la topographie.

Afin d'intégrer la topographie dans les simulations, un Modèle Numérique de Terrain a été réalisé, à l'aide du MNT fourni par l'IGN (Figure 2).

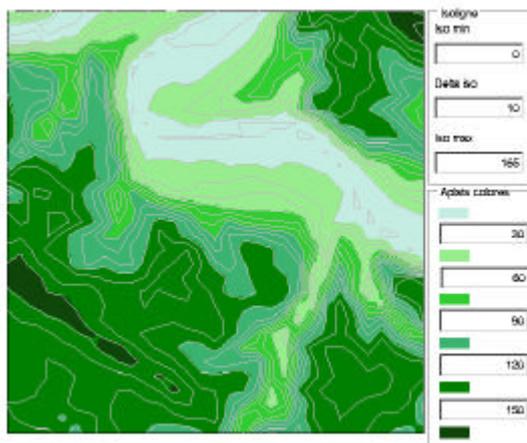


Figure 2 : Carte topographique du site A - Résolution de 500 m (Source IGN-BD ALTI)

Le domaine d'étude est constitué par des mailles de 500 m de côté. Cependant, de la même manière que la description effectuée précédemment, trois zones seront prises en considération sur l'ensemble de ce territoire. La zone urbaine représente 64 mailles de 500 mètres de côté soit une surface totale de 16 km² située au Sud-Ouest du site. Le hameau et la zone d'élevage sont représentés par deux mailles de 500 m de côté, situées toutes deux au Sud-Est de l'installation.

Les données météorologiques proviennent des stations de la commune concernée pour les mesures de vent, de température et pour les observations de nébulosité.

Les données météorologiques utilisées sont des mesures tri-horaires (1 mesure toutes les 3 heures). Les fichiers de données, comportant 5 années de mesures (du 1er janvier 1996 au 31 décembre 2000) ont été acquis auprès de Météo-France. Le retour d'expérience dont dispose ARIA Technologie pour des études analogues a en effet mis en évidence qu'une chronique de 5 années est suffisamment longue pour caractériser le comportement climatique de la région. C'est également la durée recommandée par l'US-EPA.

Le diagramme suivant présente la répartition des observations en fonction de la stabilité atmosphérique (Figure 3).

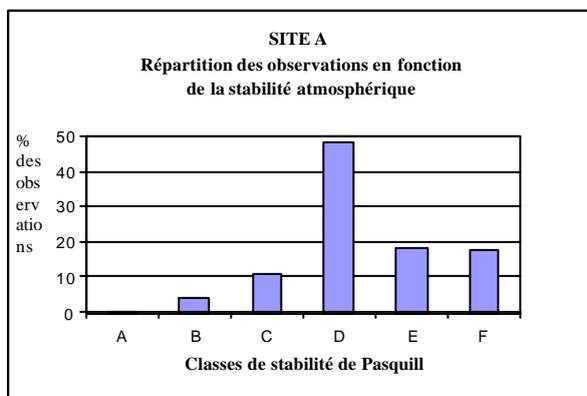


Figure 3 : Répartition des observations en fonction de la stabilité atmosphérique du site A

La figure 4 présente la rose des vents générale par classe de vitesse de la station Météo France du secteur concerné. Les intersections de la courbe avec les cercles fournissent les fréquences d'apparition des vents en fonction de la provenance du vent.

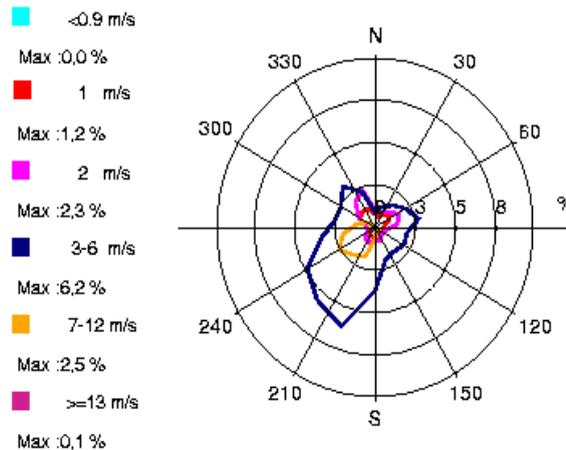


Figure 4 : Roses des vents générale pour toutes les classes de vitesses confondues pour le site A

D'après la figure 4, il résulte que :

- Les vents les plus fréquents sont les vents de vitesse comprise entre 3 et 6 m/s. Ces vents viennent majoritairement du secteur Sud-Ouest.
- Les vents les plus forts (de vitesse comprise entre 7 et 12 m/s) viennent de la même direction.
- Les vents faibles (de vitesse inférieure à 2m/s) viennent principalement du secteur Nord-Ouest.

Les principaux résultats de l'analyse pour la station météo sont les suivants :

- La rose des vents générale présente une direction prédominante : vents de secteurs Sud-Ouest (200° - 240°). On peut noter deux autres directions un peu moins fréquentes : vents de Nord-Ouest et de Nord-Est.
- Les conditions de dispersion sont plutôt favorables puisque 64% des observations présentent une atmosphère instable ou neutre.
- Les vents calmes représentent 5,7% des occurrences. Ils sont très pénalisants pour la dispersion des polluants.
- Les vents ont une vitesse moyenne d'environ 2 m/s en situation stable (donc pénalisants pour la dispersion des émissions), tandis qu'en atmosphère neutre, la vitesse moyenne est de 5 m/s. La vitesse moyenne des vents toutes classes confondues est de 3,6 m/s.

Points récepteurs :

Pour l'évaluation des risques sanitaires, des points particuliers (neuf par direction) ont été définis selon trois directions choisies en fonction des zones de retombées maximales. Les concentrations dans l'air (immissions) et les dépôts en moyenne annuelle ont ainsi été calculés selon les trois directions aux vingt-sept points particuliers. Ces trois directions sont les suivantes : 20° - 145° - 240° (cf. figure 5). La zone urbaine a été positionnée au Sud-Ouest selon la direction 240°. Le hameau et la zone d'élevage ont été positionnés au Sud-Est selon la direction 145°.

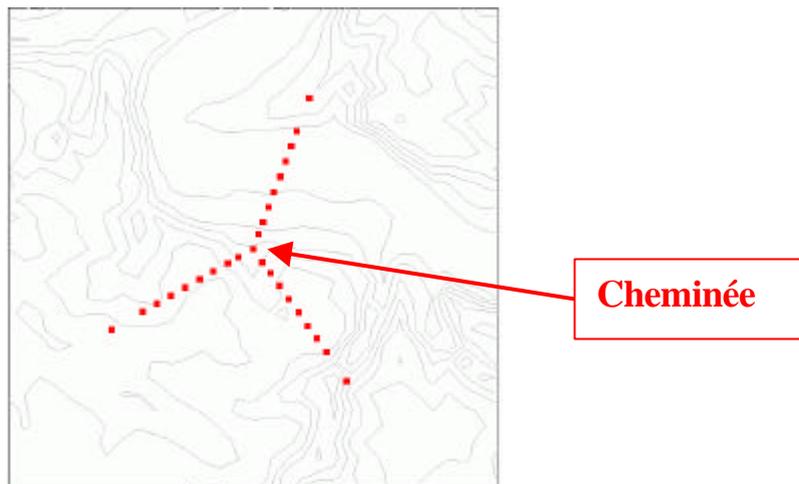


Figure 5: Position des points récepteurs sur le domaine d'étude du site A selon les trois directions sélectionnées (20° - 145° - 240°)

3.4.2.2.3 Le site B :

Le second domaine d'étude correspond à un site dont la rose des vents est la plus homogène possible. La rose des vents du site B fournie par Météo France sur 30 ans confirme ce caractère homogène. La figure 6 représente la rose des vents générale, toutes classes de vitesses de vents confondues.

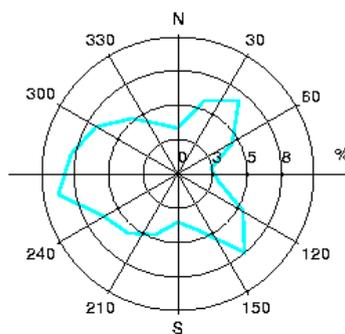


Figure 6 : Rose des vents générale de la station du site B, toutes classes de vitesses de vents confondues

Le domaine d'étude correspond à un carré de 20 X 20 km de côté, centré sur l'installation, défini en fonction de la hauteur de la cheminée, des quantités de polluants rejetés, de la localisation de l'installation et de la topographie. Un Modèle Numérique de Terrain a été réalisé, à l'aide du MNT fourni par l'IGN, afin d'intégrer la topographie du terrain (figure 7).

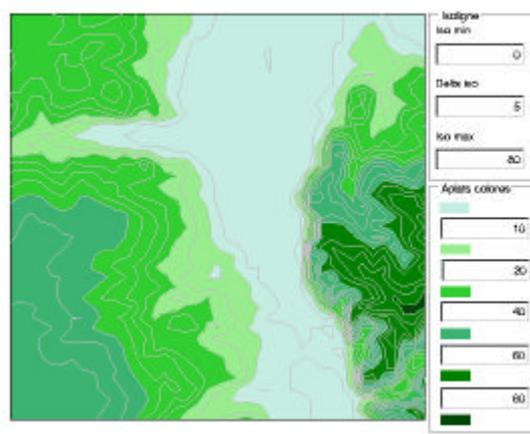


Figure 7 : Carte topographique du site B - Résolution de 500 m (source IGN- BD ALTI)

Le domaine d'étude est représenté par des mailles de 500 m de côté. Trois zones ont été retenues pour ce site. La zone urbaine se répartie sur 64 mailles dans un secteur situé entre les directions Nord-Ouest, Sud-Ouest. Le hameau et la zone d'élevage sont représentés par deux mailles de 500 m de côté, situées toutes deux au Sud-Est de l'installation.

Les données proviennent de la station météorologique du secteur concerné. Le fichier comporte 6 années de mesures (du 1er janvier 1995 au 31 décembre 2000). Le diagramme 8 présente la répartition des observations en fonction de la stabilité atmosphérique. La figure 9 représente la rose des vents générale par classe de vitesse de vents.

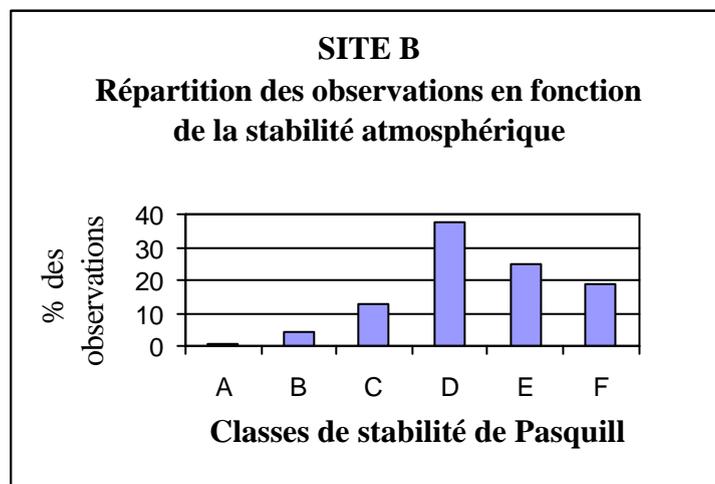


Figure 8 : Répartition des observations en fonction de la stabilité atmosphérique du site B

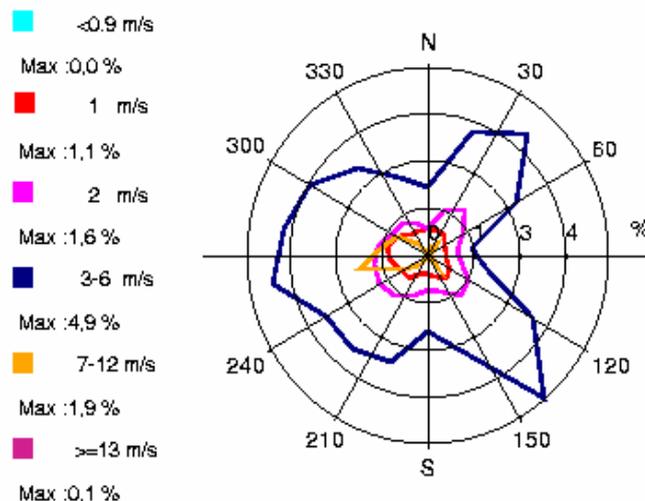


Figure 9 : Rose des vents générale par classe de vitesse de la station météo du site B

Les principaux résultats de l'analyse pour le site B sont les suivants :

- La rose des vents générale présente une direction prédominante : vents de secteurs Ouest (240° - 300°). On peut également noter deux directions secondaires : vents de Nord-Est et de Sud-Est.
- Les conditions de dispersion sont assez peu favorables puisque 44% des observations présentent une atmosphère stable.
- Les vents calmes représentent 4% des occurrences. Ils sont très pénalisants pour la dispersion des polluants.
- Les vents ont une vitesse moyenne d'environ 2,1 m/s en situation stable (donc pénalisants pour la dispersion des émissions), tandis qu'en atmosphère neutre, la vitesse moyenne est de 4,8 m/s. La vitesse moyenne des vents toutes classes confondues est de 3,4 m/s.
- Les vents les plus fréquents sont les vents de vitesse comprise entre 3 et 6 m/s. Ces vents viennent du secteur Ouest, mais aussi Nord-Est et Sud-Est.
- Les vents les plus forts (de vitesse comprise entre 7 et 12 m/s) viennent majoritairement du secteur Ouest.
- Les vents faibles (de vitesse inférieure à 2 m/s) viennent de la même direction.

Points récepteurs :

Pour l'évaluation des risques sanitaires, des points particuliers (quinze par direction) ont été définis selon trois directions choisies en fonction des zones de retombées maximales. Les concentrations dans l'air (immissions) et les dépôts en moyenne annuelle ont ainsi été calculés selon les trois directions aux quarante-cinq points particuliers. Ces trois directions sont les suivantes : 80° - 225° - 310° (cf. figure 10). La zone urbaine a été positionnée au Sud-Ouest entre les direction 225° et 310°. Le hameau et la zone d'élevage ont été positionnés à l'Est selon la direction 80°.

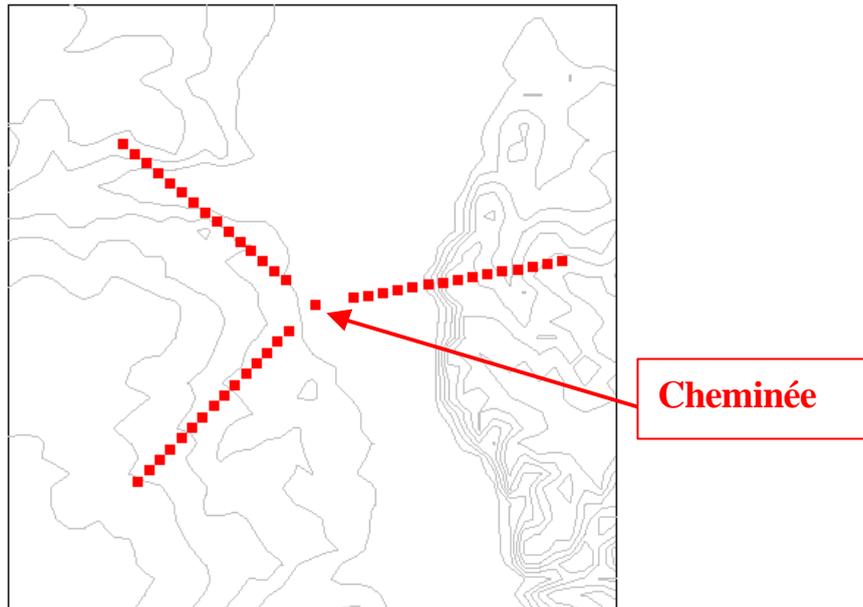


Figure 10 : Position des points récepteurs sur le domaine d'étude du site B selon les trois directions sélectionnées (80° - 225° - 310°)

3.4.3 Exposition par ingestion

3.4.3.1 Modélisation par le logiciel CalTox

L'estimation de l'exposition par ingestion a été réalisée en deux étapes. La première étape correspond à l'obtention des dépôts surfaciques calculés par le logiciel ARIA Impact. Ce sont des données moyennes journalières correspondant à la quantité de polluants déposée sur les sols. Dans la seconde étape, les dépôts surfaciques (en moles par jour) et la surface contaminée sont utilisés comme données d'entrée du logiciel de modélisation CalTox [CalTox, 2001]. Ce logiciel californien d'évaluation des risques liés à la pollution des sols a été utilisé dans le travail de référence sur l'incinération des déchets ménagers [SFSP, 1999]. Il permet d'obtenir des concentrations par transfert dans les aliments végétaux ou animaux consommés par la population. Les informations concernant les quantités d'aliments consommées en moyenne par jour et par personne ont été ramenées à la masse corporelle. A partir de ces valeurs, une dose de polluant ingéré en a été déduite. CalTox permet aussi de prendre en compte l'ingestion directe de poussières du sol contaminé. De nombreux paramètres sont nécessaires à l'utilisation du logiciel. Une adaptation de ces paramètres, notamment physiologiques, a été faite afin d'optimiser la caractérisation des risques d'un site adapté à une population française.

Présentation du logiciel CalTox [INERIS, 2002] :

Modèle et documentation associée sont disponibles sur le site internet suivant :
http://www.cwo.com/~herd1/ctox_dwn.htm

Le logiciel CalTox est un modèle développé sous Excel pour le "Department of Toxic Substances Control" (DTSC) des Etats-Unis, dans le but d'aider à évaluer les risques pour la santé des sols pollués et de définir des seuils de dépollution. Une première version du modèle a été conçue en 1994. Une version modifiée a été élaborée en 1996 afin de prendre en compte les risques liés aux apports continus de polluants dans les sols et dans l'air. Depuis, ce modèle fait l'objet de modifications et d'améliorations continues. Le logiciel CalTox prend en compte la contamination des sols et des milieux adjacents que sont l'air, les eaux superficielles, les sédiments, les végétaux et les eaux souterraines.

Le modèle comporte deux parties principales : un modèle de transfert des polluants dans l'environnement et un modèle d'exposition.

Le modèle de transfert est basé sur une représentation de l'environnement à partir de sept compartiments : une couche de sol superficielle, une couche de sol sous-jacente cultivable ou végétale, une couche de sol plus profonde correspondant à la zone située entre la couche cultivable et la nappe, l'air, les eaux superficielles, les sédiments et les végétaux. Un système de sept équations représente les échanges diffusifs et convectifs de polluants ayant lieu entre ces compartiments. Parmi ces sept équations, deux sont des équations différentielles de premier ordre représentant la variation de la masse de polluant dans la couche végétale et la couche de sol la plus profonde au cours du temps. Les échanges entre les autres compartiments sont représentés par des équations linéaires, ces compartiments étant considérés dans un état quasi-stationnaire par rapport à la couche de sol cultivable et la couche de sol profonde. La concentration de polluants dans les eaux souterraines est estimée à partir du flux de lixiviation issu de la couche profonde de sol. Le système d'équations est résolu de manière analytique et c'est la solution analytique du système d'équations qui est codée dans le logiciel de calcul.

A partir des concentrations dans les milieux environnementaux, le modèle d'exposition permet de calculer les concentrations de polluants dans les milieux d'exposition, c'est à dire dans les milieux avec lesquels l'homme est directement en contact. Ainsi l'air inhalé à l'intérieur des bâtiments dépend de la concentration de polluant dans l'air extérieur présent sous forme gazeuse et particulaire, des émissions de polluants à partir du sol (remise en suspension de particules et émissions gazeuses), des émissions de polluants à partir de la ressource en eau utilisée. A partir de ces concentrations dans les milieux d'exposition, les doses d'exposition calculées correspondent à :

- l'ingestion de sol, d'eau (eau du robinet et eau de baignade), de viande, d'œufs, de lait et de lait maternel,

- l'inhalation de particules et gaz à l'intérieur et à l'extérieur, l'inhalation de gaz dans la salle de bain à partir des émissions volatiles produites par l'eau de distribution,
- l'absorption cutanée à partir du sol et à partir de l'eau (eau du robinet et eau de baignade). L'intégration de données toxicologiques dans le logiciel permet également de calculer les niveaux de risque.

Enfin, l'ensemble des paramètres d'entrée est décrit par une valeur moyenne et un coefficient de variation permettant une utilisation directe d'un modèle de calcul Monte-Carlo pour effectuer une estimation probabiliste du niveau de risque.

3.4.3.2 Adaptation des caractéristiques de terrain

Sur les conseils d'un expert de l'INRA, six valeurs jouant un rôle important dans les processus de transfert ont été modifiées en vue d'obtenir les caractéristiques d'un sol "moyen" français :

- Le ruissellement à la surface du sol est fixé à $1,4 \cdot 10^{-4}$ m/j, la valeur du modèle ($6,4 \cdot 10^{-4}$) étant trop élevée pour la majorité des situations françaises.
- La précipitation moyenne annuelle : $2,5 \cdot 10^3$ m/j, chiffre jugé plus représentatif de la pluviométrie moyenne de la France.
- La recharge des eaux souterraines : $5,0 \cdot 10^{-4}$ m/j, valeur plus réaliste.
- La fraction de carbone organique dans la couche de surface du sol : 1,5%.
- La fraction de carbone organique dans la couche non saturée du sol : 0,3%.
- La fraction de carbone organique dans l'aquifère : 0,1%.

3.4.3.3 Valeurs physiologiques nécessaires à l'utilisation du logiciel CalTox [ExxonMobil Biomedical Sciences, 2000]

Le poids d'un individu utilisé pour l'étude correspond au poids corporel moyen d'un adulte français de plus de 20 ans pour l'année 2000, soit 72,3 kg, ramené à 72 kg pour l'étude. Le poids corporel de l'enfant a été déterminé en effectuant la moyenne des poids des garçons et des filles pour les âges suivants : 3, 4 et 5 ans. Ces moyennes correspondent aux données statistiques de 1999 en Grande-Bretagne. Les poids des garçons étaient de 16,4, 18,4 et 20,4 kg respectivement pour ces trois âges. Les poids corporels des filles étaient de 16,0, 18,3 et 20,4 kg. La moyenne de ces valeurs s'établissait à 18,32 kg, ramenée à 18 kg pour la tranche d'âge [3-5 ans].

La surface corporelle de l'adulte correspond à une personne de 70,2 kg, soit 1,91 m². Cette donnée est issue de l'étude d'une université anglaise [ExxonMobil Biomedical Sciences, 2000]. Le logiciel CalTox utilise une surface corporelle ramenée au poids corporel. La valeur entrante a été déterminée avec le poids corporel choisi pour l'étude (72 kg), soit $2,65 \cdot 10^{-2}$ m²/kg ($1,91 \div 72$). Les données disponibles des surfaces corporelles permettant d'obtenir une valeur pour la tranche d'âge [3-5 ans] étaient celles des garçons (0,64 m²) et des filles âgées de deux ans (0,60 m²). Les données sont issues du Biomedical Sciences. La valeur retenue a été établie à partir de la moyenne de ces deux données. Le poids moyen d'un enfant de deux ans a été calculé à partir de la moyenne des garçons et des filles âgés de deux ans, issus des statistiques anglaises de 1999, soit respectivement 14,2 et 13,7 kg. La surface corporelle ramenée à la masse corporelle pour les enfants s'établit à $4,44 \cdot 10^{-2}$ m²/kg.

Le débit respiratoire de l'adulte s'élève à 0,396 m³/h et à 1,2 m³/h respectivement au repos et à l'effort (pour un poids moyen de 66 kg). Le débit respiratoire chez un enfant est de 0,297 m³/h au repos et de 0,81 m³/h à l'effort (pour un poids moyen de 27 kg). Ces quatre valeurs, issues d'études américaines ont été cependant ramenées, selon une règle de trois, à 72 kg pour l'adulte et 18 kg pour l'enfant, afin de conserver une cohérence dans le calcul des données.

3.4.3.4 Exposition par ingestion directe

A partir du dépôt surfacique, des caractéristiques physico-chimiques des polluants et des propriétés du sol, le logiciel CalTox permet d'estimer des concentrations de polluants dans les poussières du sol. Avec ces valeurs, le logiciel calcule une dose moyenne ingérée par sujet. Généralement, CalTox utilise une valeur par défaut pour un adulte ($3,5 \cdot 10^{-7}$ kg/kg pc/j). Toutefois, pour notre étude, toutes les valeurs physiologiques, dont l'ingestion de poussières, ont été remplacées par des valeurs calculées. Le taux médian d'ingestion de poussières est, respectivement pour l'adulte et l'enfant, situé à 1 mg/j et 40 mg/j (études américaines); ces valeurs ont été ramenées à la masse corporelle. Les quantités moyennes de sol absorbées sont ainsi de $1,39 \cdot 10^{-8}$ kg/kg pc/j pour l'adulte et de $2,22 \cdot 10^{-6}$ kg/kg pc/j pour l'enfant.

3.4.3.5 Exposition par ingestion indirecte

L'hypothèse est que les habitants de la zone urbaine et du hameau consomment des aliments auto-produits. Le logiciel CalTox évalue une contamination théorique de la chaîne alimentaire par les polluants. Une dose journalière exprimée en milligramme par kilogramme de masse corporelle et par jour est obtenue à partir des dépôts surfaciques et de la surface contaminée. Les dépôts surfaciques sont convertis en moles par jour. CalTox procède en calculant d'abord la répartition des polluants dans différents milieux (sol superficiel, sol profond, eau souterraine), puis en estimant la part pénétrant par voie "racinaire" dans les végétaux; les animaux sont quant à eux "contaminés" en ingérant de l'herbe et du sol superficiel.

Les caractéristiques de consommation alimentaire proposées par le logiciel californien ont été adaptées à des caractéristiques françaises. Les données de consommation alimentaire (annexe 5) sont issues de l'enquête INCA [site internet AFSSA, enquête INCA, 1999]. Cette enquête est la deuxième grande enquête nationale sur les consommations alimentaires des adultes et des enfants en France après l'enquête ASPCC de 1994. Elle comprenait 3003 sujets de trois ans et plus. Les produits alimentaires de l'enquête INCA (synthétisés dans le tableau 9-1) ont été regroupés selon les catégories d'aliments utilisés par CalTox. Cependant, afin de conserver l'intégralité des quantités moyennes absorbées par les sujets au cours d'une journée, certains produits alimentaires ne correspondent pas exactement aux ventilations proposées par CalTox.

	Catégories d'aliments enquête INCA		Catégories d'aliments CalTox
Légumes(hors pomme de terre)	Légumes secs (**)	Fruits	Fruits et légumes
Pomme de terre et dérivés	Compote et fruits		
Jus de fruits et sodas	Eaux	Boissons alcoolisées(**)	Liquides
Thé et boissons chaudes	Café	Soupes	
Oufs et dérivés			Oufs
Poissons			Poissons
Pain biscottes	Sandwiches	Viennoiseries	Produits céréaliers
Biscuits	Plats composés	Pâtisseries	
Céréales petits déjeuners (*)	Pâtes	Sucres et dérivés	
Pizzas, quiches et tartes salées	Riz et semoule		
Ultra Frais laitier	Lait	Entremets	Produits laitiers
Fromages	Beurre		
Viandes	Charcuteries		Viandes
Volailles et gibiers			

(*) Consommation enfant uniquement
 (**) Consommation adulte uniquement

Tableau 9-1 : Regroupement des catégories d'aliments de l'enquête INCA en catégorie d'aliments CalTox

L'enquête INCA propose des consommations moyennes pour les enfants selon l'âge. Le scénario prend en compte comme population sensible, une école maternelle au sein du hameau. La tranche d'âge 3-5 ans de l'enquête INCA est la plus proche de la classe d'âge retrouvée en école maternelle. Le tableau 9-2 intègre les consommations alimentaires moyennes des enfants de 3-5 ans en kilogramme par jour et par personne, puis ramenées à une masse corporelle de 18 kg. Le tableau présente également les consommations alimentaires moyennes en kilogramme par jour et par adulte, ramenées ensuite à une masse corporelle de 72 kg.

Consommations alimentaires moyennes des enfants et des adultes				
Catégories d'aliments CalTox	3-5 ans		adultes	
	kg/pers/j	kg/kg pc/j	kg/pers/j	kg/kg pc/j
Fruits et légumes	$1,84 \cdot 10^{-1}$	$1,02 \cdot 10^{-2}$	$3,41 \cdot 10^{-1}$	$4,74 \cdot 10^{-3}$
Liquides	$6,36 \cdot 10^{-1}$	$3,53 \cdot 10^{-2}$	1,12	$1,55 \cdot 10^{-2}$
Oufs	$9,40 \cdot 10^{-3}$	$5,22 \cdot 10^{-4}$	$1,83 \cdot 10^{-2}$	$2,54 \cdot 10^{-4}$
Poissons	$1,78 \cdot 10^{-2}$	$9,89 \cdot 10^{-4}$	$2,95 \cdot 10^{-2}$	$4,10 \cdot 10^{-4}$
Produits céréaliers	$2,47 \cdot 10^{-1}$	$1,37 \cdot 10^{-2}$	$3,91 \cdot 10^{-1}$	$5,43 \cdot 10^{-3}$
Produits laitiers	$3,99 \cdot 10^{-1}$	$2,22 \cdot 10^{-2}$	$2,72 \cdot 10^{-1}$	$3,78 \cdot 10^{-3}$
Viandes	$7,59 \cdot 10^{-2}$	$4,22 \cdot 10^{-3}$	$1,35 \cdot 10^{-1}$	$1,88 \cdot 10^{-3}$

Tableau 92 : Consommations alimentaires moyennes par jour et par personne (enfants et adultes)

Il a été considéré que les produits locaux cultivés aux abords du site subissaient l'influence directe des rejets de l'incinérateur. Une enquête de l'INSEE conduite en 1991, restant à ce jour la plus récente, a été utilisée afin d'évaluer l'apport des polluants sur ces aliments produits localement. Cette enquête renseigne sur la qualité et la quantité d'aliments consommés par la population française ayant une origine locale [Bertrand, 1993]. Les consommations de produits locaux pour la zone urbaine sont celles correspondant aux données "France entière". Les données d'autoconsommation des communes rurales ont été appliquées pour estimer l'autoconsommation du hameau. Une enquête sur les autoconsommations locales serait judicieuse afin d'obtenir des résultats de caractérisation des risques plus pertinents. L'hypothèse de consommation d'aliments produits uniquement localement reflète une situation pénalisante des risques encourus par les populations avoisinantes du site. Les différentes ventilations des données de l'enquête INSEE sont regroupées en annexe 6 [Bertrand, 1993].

Catégories d'aliments CalTox	Enfants 18 kg	Autoconsommation rurale		Autoconsommation Fce entière	
	kg/kg pc/j	%	kg/kg pc/j	%	kg/kg pc/j
Fruits et légumes	$1,02 \cdot 10^{-2}$	$4,15 \cdot 10^{-1}$	$4,23 \cdot 10^{-3}$	$1,81 \cdot 10^{-1}$	$1,85 \cdot 10^{-3}$
Liquides	$3,53 \cdot 10^{-2}$	$5,09 \cdot 10^{-2}$	$1,80 \cdot 10^{-3}$	$9,20 \cdot 10^{-3}$	$3,25 \cdot 10^{-4}$
Oufs	$5,22 \cdot 10^{-4}$	$4,56 \cdot 10^{-1}$	$2,38 \cdot 10^{-4}$	$1,67 \cdot 10^{-1}$	$8,72 \cdot 10^{-5}$
Poissons	$9,89 \cdot 10^{-4}$	$9,97 \cdot 10^{-2}$	$9,86 \cdot 10^{-5}$	$4,22 \cdot 10^{-2}$	$4,17 \cdot 10^{-5}$
Produits céréaliers	$1,37 \cdot 10^{-2}$	$3,40 \cdot 10^{-3}$	$4,66 \cdot 10^{-5}$	$2,30 \cdot 10^{-3}$	$3,15 \cdot 10^{-5}$
Produits laitiers	$2,22 \cdot 10^{-2}$	$1,27 \cdot 10^{-1}$	$2,82 \cdot 10^{-3}$	$1,87 \cdot 10^{-2}$	$4,15 \cdot 10^{-4}$
Viandes	$4,22 \cdot 10^{-3}$	$2,93 \cdot 10^{-1}$	$1,24 \cdot 10^{-3}$	$6,88 \cdot 10^{-2}$	$2,90 \cdot 10^{-4}$

Tableau 93 : Autoconsommation rurale et France entière suivant les catégories alimentaires de CalTox (enfants de 3 à 5 ans)

Catégories d'aliments CalTox	Adultes	Autoconsommation rurale		Autoconsommation Fce entière	
	kg/kg pc/j	%	kg/kg pc/j	%	kg/kg pc/j
Fruits et légumes	$4,74.10^{-3}$	$4,15.10^{-1}$	$1,96.10^{-3}$	$1,81.10^{-1}$	$8,56.10^{-4}$
Liquides	$1,55.10^{-2}$	$5,09.10^{-2}$	$7,89.10^{-4}$	$9,20.10^{-3}$	$1,43.10^{-4}$
Oufs	$2,54.10^{-4}$	$4,56.10^{-1}$	$1,16.10^{-4}$	$1,67.10^{-1}$	$4,24.10^{-5}$
Poissons	$4,10.10^{-4}$	$9,97.10^{-2}$	$4,09.10^{-5}$	$4,22.10^{-2}$	$1,73.10^{-5}$
Produits céréaliers	$5,43.10^{-3}$	$3,40.10^{-3}$	$1,85.10^{-5}$	$2,30.10^{-3}$	$1,25.10^{-5}$
Produits laitiers	$3,78.10^{-3}$	$1,27.10^{-1}$	$4,80.10^{-4}$	$1,87.10^{-2}$	$7,07.10^{-5}$
Viandes	$1,88.10^{-3}$	$2,93.10^{-1}$	$5,51.10^{-3}$	$6,88.10^{-2}$	$1,29.10^{-3}$

Tableau 94 : Autoconsommation rurale et France entière suivant les catégories alimentaires de CalTox (adultes)

3.4.3.6 Surface potagère

L'enquête alimentaire INCA ne fournit aucune donnée sur les surfaces de terrain consacrées aux cultures des aliments produits localement. Toutefois, les 3003 sujets de l'enquête ont été interrogés sur la possibilité de posséder un jardin et le pourcentage s'élève à 23,5% [communication orale, J-L Volatier, janvier 2002].

Les chiffres de la statistique agricole annuelle (résultats 2000) donnent la superficie en hectares de jardins dits "familiaux" regroupant en fait les exploitants et les non-exploitants, soit 170 067 hectares. Cette superficie porte sur l'ensemble des départements sauf les départements de Paris, Bouche du Rhône, Rhône et Dom Tom [Ministère de l'agriculture et de la pêche, 2002]. Cette exclusion s'appuie sur le fait que les premiers départements demeurent très urbanisés. Les Dom Tom ont été exclus des calculs car aucun site d'incinération de déchets industriels n'y est implanté. La population prise en compte est celle du recensement de 1999 pour les mêmes départements, soit 46 700 220 personnes [INSEE, 1999]. Le pourcentage de ménages (23,5%) possédant un jardin familial a donc été appliqué à cette population. Les ménages sont supposés être composés de 2,5 personnes [INSEE, 1999] ; on obtient donc un chiffre de 4 389 820 de ménages possédant un jardin potager.

Une moyenne de 388 m² de surface de jardins dits "familiaux" pour la zone urbaine a été déduite de la surface totale (170 067 ha) rapportée à ces 4 389 820 ménages. Pour le hameau, cette surface a été doublée, soit 776 m² afin de prendre en considération l'autoproduction plus importante en zone rurale. Les données d'entrée pour la superficie "jardinée" dans CalTox sont donc de 14 744 m² pour le hameau. La surface représentant l'ensemble des zones potagères situées en périphérie de ville est de 729 440 m². La zone périphérique où ont été disposés les jardins potagers représente 28 mailles selon la représentation du site par le modèle ARIA Impact. L'hypothèse d'une répartition égale des surfaces potagères entre toutes ces mailles a été posée ; par conséquent la surface permettant de calculer la concentration maximale de la zone urbaine est de 26 051 m².

3.4.3.7 Estimation du nombre de pêcheurs

Le nombre de pêcheurs a été estimé à partir de la communication de la taxe piscicole 99 centralisée par le Conseil Supérieur de la Pêche. Chaque année, simultanément au calcul de cette taxe, le nombre total de pêcheurs exonérés et non exonérés est calculé. A l'identique des valeurs calculées précédemment, le nombre de pêcheurs a été obtenu à partir du total général des pêcheurs en 1999 et des données de population 99. Les estimations ont été réalisées sur les mêmes départements que ceux pris en compte pour le calcul des surfaces potagères [INSEE, 1999]. Ce nombre s'élève respectivement à 17 et 828 pêcheurs pour le hameau et la zone urbaine. Le nombre de pêcheurs pour le hameau a été doublé, toujours dans un souci de représenter une situation plus exposée. Ces valeurs seront exploitées pour la suite de l'étude.

3.4.3.8 Exploitations de vaches laitières

Afin d'évaluer la surface d'élevage des vaches laitières dans la zone de retombée du panache, il a été nécessaire d'estimer l'importance de cette activité d'exploitation. L'hypothèse émise est qu'elle devrait permettre d'alimenter en produits laitiers toute la population d'étude pour la part "autoconsommée". La consommation totale de produits laitiers pour un adulte résidant en zone urbaine s'élève à environ 99,28 kg par an [Bertrand, 1993]. L'autoconsommation est de l'ordre de 1,86 kg par adulte de la zone urbaine et par an. Ainsi, l'autoconsommation des produits laitiers pour les adultes et les enfants de la zone urbaine et du hameau a été évaluée à environ 40 330 kg pour l'ensemble de la population [INSEE, 1999 ; Bertrand, 1993].

En 1999, la production de lait en France s'élevait à 23 900 millions de litres pour 4 376 000 vaches, ce qui situe le rendement d'une vache laitière à 5460 litres par an [Ministère de l'agriculture et de la pêche, 2001]. L'exploitation concernée par le scénario nécessite ainsi un total d'environ 8 vaches pour alimenter la zone urbaine et le hameau, en considérant uniquement l'autoconsommation. En 2000, la totalité des vaches (laitières plus nourrices) s'élevait à 8 507 391 têtes. La superficie fourragère principale (fourrages et superficie toujours en herbe) s'établissait à 13 000 533 ha. En ramenant cette surface au nombre de vaches, la superficie nécessaire à une vache serait de 1,53 ha. La surface de l'élevage de vaches laitières s'élèverait donc à 12,22 ha, valeur ramenée à 12 ha.

3.5 Caractérisation des risques

3.5.1 Polluants à effet cancérigène ou à effet sans seuil

3.5.1.1 Inhalation

Le risque représente une probabilité de survenue des effets délétères chez un individu ou au sein de la population. Ce risque est calculé sur une échelle de temps (70 ans par convention pour le risque cancérigène). Le risque "vie entière" se calcule de la manière suivante :

$$R_{inh} = ERU_{inh} \times E_i$$

avec

ERU = Excès de risque unitaire fourni par les bases de données sur les VTR des cancérigènes ou polluants sans seuil.

E_i = Valeur d'immission attribuable aux émissions à la cheminée, pour le polluant considéré.

L'impact par voie respiratoire des émissions d'un incinérateur se calcule de la manière suivante :

$$I_{inh} = R_{inh} \times N$$

avec

N = Nombre de personnes exposées dans la zone concernée

3.5.1.2 Ingestion

Le risque "vie entière" se calcule de la manière suivante :

$$R_{ing} = ERU_{ing} \times E_i$$

avec

ERU = Excès de risque unitaire fourni par les bases de données sur les VTR des cancérigènes ou polluants sans seuil.

E_i = Valeur d'immission attribuable aux émissions à la cheminée, pour le polluant considéré.

L'impact par voie orale des émissions d'une usine de traitements des déchets dangereux est calculé de la manière suivante :

$$I_{ing} = R_{ing} * N$$

avec

N= Nombre de personnes exposées dans la zone concernée

Lorsque les émissions de polluants exercent une même toxicité par les deux voies d'exposition, le calcul de risque total s'effectue de la façon suivante :

$$R = R_{inh} + R_{ing}$$

3.5.2 Polluant à effet de seuil

Il s'agit ici de calculer un ratio de danger (Rdg), qui représente le rapport entre l'exposition attribuable aux incinérateurs (valeurs d'immission) et les VTR des polluants systémiques.

3.5.2.1 Impact par inhalation

L'impact sanitaire d'un polluant s'exprime par la relation suivante :

$$R_{dg} = C_i \div R_{fd}$$

avec

C_i = Concentrations à l'immission

R_{fd} = Dose de référence par inhalation

3.5.2.2 Impact par ingestion

L'impact sanitaire d'un polluant s'exprime par la relation suivante :

$$R_{dg} = \text{Dose reçue} \div \text{MRL}$$

3.5.2.3 Exposition par deux voies

En principe, une dose de référence est calculée distinctement pour chaque voie d'exposition. Lorsque l'exposition résulte à la fois de l'inhalation et de l'ingestion (cas des dioxines), la dose totale est estimée par la somme des apports (compte tenu des taux de pénétration par chaque voie) et rapportée à la valeur de référence DJA ou DHT.

$$R_{dg} \text{ totale} = \text{Dose totale reçue} \div \text{DJA}$$

4 – RESULTATS

4.1 Exposition par inhalation – Site A

4.1.1 Généralités

Les résultats de la modélisation ont été calculés à partir des concentrations et expositions attribuables aux valeurs d'émission (valeurs repères) déterminées au paragraphe 3.4.1. Les calculs de risque sont basés sur les résultats des valeurs d'immission obtenues par le logiciel ARIA Impact. Sur le plan météorologique, il convient de rappeler que deux axes principaux se dégagent de la rose des vents, à savoir une direction Sud-Est (145°) et une direction Sud-Ouest (240°) (directions dominantes de la rose des vents générale).

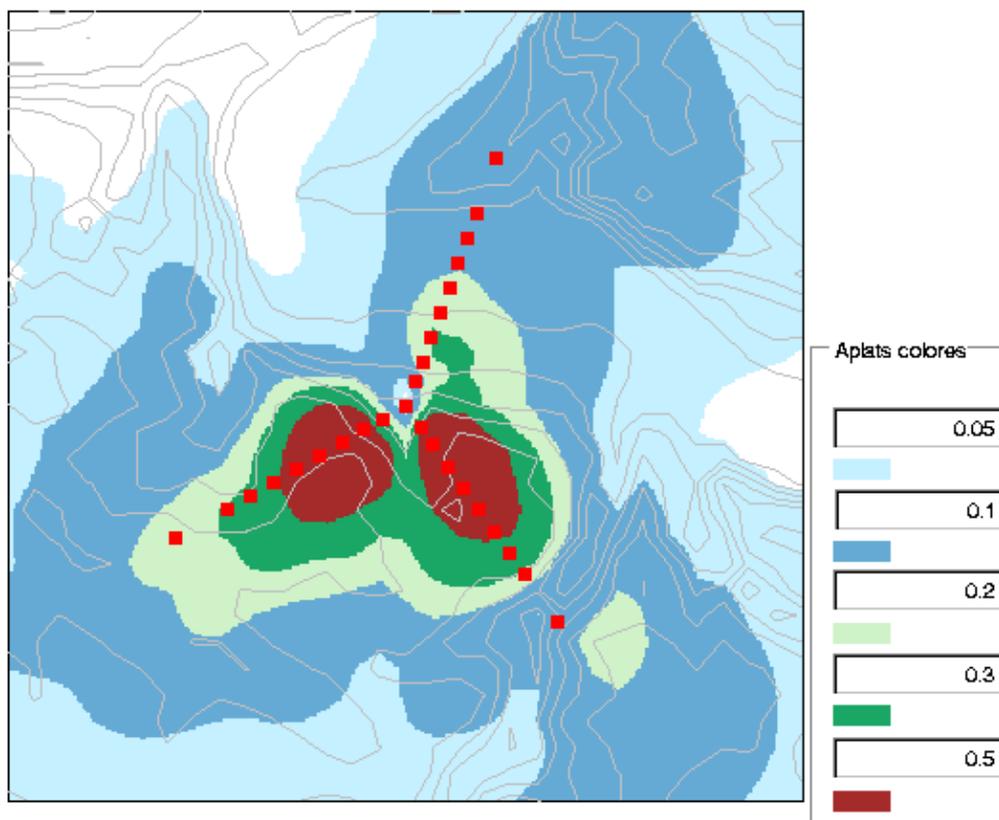


Figure 11 : Carte de concentrations dans l'air en moyenne annuelle pour les dioxines en fg/m³ selon le logiciel ARIA Impact (Valeur Seuil) – Site A.

Toutes les mailles du domaine d'étude n'ont pas été prises en compte pour l'estimation des expositions. Les résultats concernent uniquement trois zones, comme cela a été exposé dans le paragraphe 3.4.2. La zone urbaine, de grande taille, est positionnée au Sud-Ouest (direction 240°) et représente 64 mailles. Le hameau situé au Sud-Est (direction 145°) du site, à environ 1500 mètres, couvre une seule maille. La zone d'élevage est également représentée par une maille et se situe au Sud-Est à environ 2500 mètres du site.

	Immissions max. calculées en $\mu\text{g}/\text{m}^3$		
	Valeur Basse	Valeur Seuil	Valeur Haute
HCl	0,024	0,12	2,4
SO ₂	0,065	0,65	3,2
PM 2,5	0,025	0,13	0,64
Dioxines	$0,26 \cdot 10^{-9}$	$1,3 \cdot 10^{-9}$	$26 \cdot 10^{-9}$
Benzène	$2 \cdot 10^{-3}$	0,02	0,098
Cd	$0,13 \cdot 10^{-3}$	$0,65 \cdot 10^{-3}$	$6,5 \cdot 10^{-3}$
As*	$26 \cdot 10^{-6}$	$0,13 \cdot 10^{-3}$	$0,65 \cdot 10^{-3}$
Pb*	$0,78 \cdot 10^{-3}$	$3,9 \cdot 10^{-3}$	0,02
Ni*	$0,21 \cdot 10^{-3}$	$1 \cdot 10^{-3}$	$5,2 \cdot 10^{-3}$
Cr*	$0,1 \cdot 10^{-3}$	$0,52 \cdot 10^{-3}$	$2,6 \cdot 10^{-3}$
Hg*	$0,13 \cdot 10^{-3}$	$0,65 \cdot 10^{-3}$	$6,5 \cdot 10^{-3}$
Naphtalène**	$38 \cdot 10^{-6}$	$0,38 \cdot 10^{-3}$	$1,9 \cdot 10^{-3}$

* concentrations calculées au prorata des émissions de Cd

** concentrations calculées au prorata des émissions de PM 2,5

Tableau 10 : Maxima des concentrations dans l'air en moyenne annuelle pour le site A (ARIA Impact).

4.1.2 Comparaison des immissions obtenues par les deux logiciels

En annexes 7 et 8, on peut observer deux graphes représentant les valeurs d'immissions de l'arsenic pour les deux axes de direction 20° et 140° et ce, pour les deux modélisations, Pol'ER et ARIA Impact. Neuf points récepteurs situés entre 500 mètres et 5000 mètres permettent de comparer les résultats des deux logiciels. Le point situé à 1400 mètres sur la direction Sud-Est (145°) représente le point le plus proche du point de concentration maximale. Les angles des directions ne peuvent pas être modifiés dans COTRAM (Pol'ER). Les résultats pour l'axe 240° sont proches de ceux de l'axe 140°.

Les différences des immissions estimées par les deux logiciels sont variables en fonction des directions et des distances. Globalement, sur l'axe de concentration maximale (140°) et pour les polluants HCl, SO₂, les PM 2,5, les dioxines, le benzène et les métaux, les concentrations calculées par Pol'ER se situent, par rapport à celles d'ARIA Impact, dans un facteur de 0,7 à 3, ce qui est assez proche. Pour l'axe de 20°, ce facteur croit de 2 à 20 au fur et à mesure que l'on se rapproche du lieu d'émission. Dans ce cas, les valeurs d'immission issues du logiciel COTRAM sont bien supérieures dans un rayon d'environ 1500 m de la cheminée ; en s'éloignant elles tendent à se rapprocher. Quelque soit le polluant considéré, les résultats varient de manière semblable.

Les résultats présentés en annexe 9 et 10 sont donnés par maille de 500 mètres de côté et correspondent aux valeurs d'immission calculées à partir des "valeurs seuils" des émissions de dioxines pour la zone urbaine. Pour les valeurs hautes d'émission, il suffit de multiplier les résultats par le facteur correctif correspondant ($VH = 20 \times VS$). Deux types de données sont présentées à partir de cette modélisation : les valeurs d'immission attribuables à la valeur moyenne des concentrations atmosphériques ambiantes pour chacune des trois zones (pour le hameau et la zone d'élevage, qui n'ont qu'une maille, cette "moyenne" est la valeur unique obtenue), puis la maille de concentration maximale des immissions, sur laquelle a été volontairement "installée" la zone périphérique de la ville où se situent les surfaces potagères. Les risques sont estimés à partir de ces valeurs.

4.1.3 Caractérisation du risque par inhalation

4.1.3.1 Les métaux

- Zone urbaine

Les excès de risque de cancer par inhalation pour l'arsenic, le cadmium, le chrome VI et le nickel ont été calculés à partir des valeurs d'excès de risque unitaire de la base IRIS. Le tableau 11 montre que les risques individuels "vie entière" moyens concernant la zone urbaine pour les concentrations moyennes en émissions hautes se situent à 10^{-6} . La valeur du risque la plus élevée ($3,09 \cdot 10^{-5}$) concerne le chrome VI dans l'hypothèse d'émissions au niveau le plus élevé et dans la zone de retombée maximale.

Les ratios de danger concernant le chrome VI, le mercure, le nickel et le plomb, associés aux immissions des valeurs hautes et des valeurs seuils restent tous largement inférieurs à 1, pour les concentrations moyennes et maximales. Le plomb représente la valeur la plus élevée, le ratio de danger s'élevant à $3,86 \cdot 10^{-2}$, pour la maille de concentration maximale.

- Le hameau

Tous les excès de risque de cancer pour les métaux lourds restent inférieurs à 10^{-4} , tant pour les valeurs seuils d'émission que pour les valeurs hautes. Le risque individuel "vie entière" le plus élevé concerne le chrome VI pour des valeurs hautes d'émission ($3,14 \cdot 10^{-5}$).

4.1.3.2 Les particules

Pour rappel, l'impact des particules a été estimé à partir des résultats d'un travail conduit aux Pays-Bas, chiffrant la réduction de la survie à 1,11 années sur 15 ans, pour une exposition excédant de $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ celle d'une population moins exposée, sur la base des études épidémiologiques conduites aux États-Unis [Brunekreef, 1997].

Les estimations des concentrations ambiantes des particules (PM 2,5) sont de $2,82 \cdot 10^{-2} \mu\text{g}/\text{m}^3$ en moyenne pour la zone urbaine et de $1,27 \cdot 10^{-1} \mu\text{g}/\text{m}^3$ pour le hameau en ce qui concerne les valeurs seuils d'émission. Dans l'hypothèse de proportionnalité des risques faibles, ces valeurs conduiraient à une réduction de 1,14 jours pour la zone urbaine en moyenne (5,06 jours pour la zone de concentration maximale) et à 5,14 jours pour le hameau au bout de 15 ans d'exposition continue, ce qui correspond à un résultat insignifiant. Exprimé en ratio par rapport à l'objectif de qualité de l'air de l'UE ($40 \mu\text{g}/\text{m}^3$), cela représente un excès de 0,07 à 0,4 %, pour les valeurs seuil d'émissions.

4.1.3.3 Les dioxines

En considérant l'approche de l'US-EPA, qui considère le risque de cancer associé aux dioxines comme étant sans seuil, les expositions atmosphériques moyennes correspondant aux normes d'émission, pour la zone urbaine, conduisent à des valeurs de risque "vie entière" de $1,06 \cdot 10^{-5}$. Pour la moyenne des valeurs hautes de l'exposition par inhalation, ce risque s'établit à $2,12 \cdot 10^{-4}$. Pour le hameau, les valeurs correspondantes sont respectivement de $4,28 \cdot 10^{-5}$ et $8,56 \cdot 10^{-4}$. Ces résultats ne peuvent pas être considérés comme négligeables.

4.1.3.4 Les gaz irritants

- Zone urbaine

Les ratios de danger du SO_2 et du HCl sont tous inférieurs à 1. Cependant, pour des valeurs hautes d'émissions, le ratio de danger du HCl concernant la zone urbaine dans la maille de concentration maximale est de $1,18 \cdot 10^{-1}$.

- Le hameau

Pour le hameau, le ratio du HCl s'élève à $1,20 \cdot 10^{-1}$ pour une concentration moyenne concernant les valeurs hautes des émissions. Il s'agit du ratio de danger le plus "élevé" indiquant que les immissions attribuables représentent environ 10% de la valeur de concentration prise comme référence [U.S.-EPA, 2002]. Pour une autre valeur d'émission, ce résultat est directement proportionnel au facteur existant entre la valeur haute d'émission et la valeur considérée (valeur basse ou valeur seuil).

4.1.3.5 Le benzène

- Zone urbaine

Le risque de cancer associé au benzène est de l'ordre de 10^{-8} pour des concentrations moyennes des émissions seuil. Les risques pour la concentration moyenne des émissions élevées et la zone de retombée maximale sont de l'ordre de 10^{-7} . Les ratios de danger pour la concentration moyenne et pour la zone de concentration maximale des valeurs d'émissions hautes se situent respectivement à $1,23 \cdot 10^{-2}$ et à $4,82 \cdot 10^{-2}$.

- Le hameau

Pour une concentration de $1,96 \cdot 10^{-2} \mu\text{g}/\text{m}^3$, le risque individuel "vie entière" moyen de cancer par inhalation pour des émissions seuil s'élève à $1,53 \cdot 10^{-7}$. Ce risque est de $7,63 \cdot 10^{-7}$ pour des valeurs élevées d'émission. Le ratio de danger pour des valeurs hautes d'émissions se situe à $4,90 \cdot 10^{-2}$.

4.1.3.6 Le naphtalène

Zone urbaine et hameau : les ratios de danger pour la ville et le hameau sont très inférieurs à 1 et varient de $1,64 \cdot 10^{-4}$ (concentration moyenne en ville) à $6,5 \cdot 10^{-4}$ pour le hameau en situation d'émissions élevées.

4.1.3.7 Synthèse des résultats pour la zone urbaine

Polluants		Immissions (VS) µg/m ³	Effet cancérogène ou systémique sans seuil		Effet systémique à seuil	
			Risques "vie entière"		Ratios de danger	
			VS	VH	VS	VH
Arsenic	m	3,30E-05	1,42E-07	7,10E-07		
	M	1,29E-04	5,54E-07	2,77E-06		
Cadmium	m	1,65E-04	2,97E-07	2,97E-06		
	M	6,44E-04	1,16E-06	1,16E-05		
Chrome VI	m	1,32E-04	1,58E-06	7,91E-06	1,32E-03	6,60E-03
	M	5,15E-04	6,18E-06	3,09E-05	5,15E-03	2,58E-02
Mercure	m	1,65E-04			8,24E-04	8,24E-03
	M	6,44E-04			3,22E-03	3,22E-02
Nickel	m	2,64E-04	6,33E-08	3,17E-07	1,32E-03	6,60E-03
	M	1,03E-03	2,47E-07	1,24E-06	5,15E-03	2,58E-02
Plomb	m	9,89E-04			1,98E-03	9,89E-03
	M	3,86E-03			7,73E-03	3,86E-02
Particules	m	2,82E-02	ΔEV = 1,14 jours	ΔEV = 5,7 jours	7,05E-04	3,53E-03
	M	1,25E-01	ΔEV = 5,06 jours	ΔEV = 25 jours	3,13E-03	1,56E-02
Dioxines	m	3,22E-10	1,06E-05	2,12E-04		
	M	1,28E-09	4,22E-05	8,44E-04		
SO ₂	m	1,56E-01			3,12E-03	1,56E-02
	M	6,38E-01			1,28E-02	6,38E-02
HCl	m	2,09E-02			1,05E-03	2,10E-02
	M	1,18E-01			5,89E-03	1,18E-01
Benzène	m	4,92E-03	3,84E-08	1,92E-07	2,46E-03	1,23E-02
	M	1,93E-02	1,50E-07	7,51E-07	9,65E-03	4,83E-02
Naphtalène	m	9,84E-05			3,28E-05	1,64E-04
	M	3,86E-04			1,29E-04	6,45E-04

VS : valeur seuil des émissions

VH : valeur haute des émissions

m : moyenne des estimations pour la zone urbaine

M : estimations pour la valeur d'immission maximale en zone urbaine

Risque : risque moyen vie entière (probabilité)

ΔEV = réduction de l'espérance de vie sur 15 ans

Immissions : résultats pour la valeur seuil d'émission

Tableau 11 : Synthèse des résultats de l'évaluation du risque par voie d'inhalation pour l'ensemble des polluants traceurs, en zone urbaine. Site A.

4.1.3.8 Synthèse des résultats pour le hameau et la zone d'élevage

Les résultats pour la maille du hameau sont comparables à ceux de la zone urbaine (tableau 12) ; les différences d'immissions sont négligeables par rapport à la maille de retombée maximale de la ville (1,02 fois plus forte). Comme précédemment, le HCl présente les ratios de danger les plus élevés. Les résultats risques "vie entière" pour les dioxines ne peuvent pas être considérés comme négligeables. Les concentrations atmosphériques de la zone d'élevage ne font pas l'objet d'une analyse des risques par inhalation, car cette zone n'est pas habitée. A titre d'information, la modélisation montre que les immissions et les risques associés seraient inférieurs à la valeur maximale de la maille en zone urbaine pour tous les polluants.

Polluants		Immissions (VS) µg/m ³	Effet cancérigène ou systémique sans seuil		Effet systémique à seuil	
			Risques "vie entière"		Ratios de danger	
			VS	VH	VS	VH
Arsenic	H	1,31E-04	5,63E-07	2,82E-06		
	E	7,12E-05	3,06E-07	1,53E-06		
Cadmium	H	6,54E-04	1,18E-06	1,18E-05		
	E	3,56E-04	6,41E-07	6,41E-06		
Chrome VI	H	5,23E-04	6,28E-06	3,14E-05	5,23E-03	2,62E-02
	E	2,85E-04	3,42E-06	1,71E-05	2,85E-03	1,42E-02
Mercure	H	6,54E-04			3,27E-03	3,27E-02
	E	3,56E-04			1,78E-03	1,78E-02
Nickel	H	1,05E-03	2,51E-07	1,26E-06	5,23E-03	2,62E-02
	E	5,69E-04	1,37E-07	6,85E-07	2,85E-03	1,42E-02
Plomb	H	3,93E-03			7,85E-03	3,93E-02
	E	2,14E-03			4,27E-02	2,14E-02
Particules	H	1,27E-01	ΔEV = 5,14 jours	ΔEV = 25,72 jours	3,18E-03	1,59E-02
	E	6,59E-02	ΔEV = 2,7 jours	ΔEV = 13,35 jours	1,65E-03	8,25E-03
Dioxines	H	1,30E-09	4,28E-05	8,56E-04		
	E	7,02E-10	2,32E-05	4,64E-04		
SO ₂	H	6,48E-01			1,30E-02	6,48E-02
	E	3,47E-01			6,93E-03	3,47E-02
HCl	H	1,20E-01			6,02E-03	1,20E-01
	E	5,64E-02			2,82E-03	5,64E-02
Benzène	H	1,96E-02	1,53E-07	7,63E-07	9,80E-03	4,90E-02
	E	1,06E-02	8,30E-08	4,15E-07	5,30E-03	2,65E-02
Naphtalène	H	3,92E-04			1,30E-04	6,50E-04
	E	2,12E-04			7,07E-05	3,54E-04

VS : Valeur seuil

VH : valeur haute

H : Hameau

E : Zone d'élevage

Risque : Risque moyen vie entière (probabilité)

ΔEV = Réduction de l'espérance de vie sur 15 ans

Immissions : résultats pour la valeur seuil d'émission

Tableau 12 : Synthèse des résultats de l'évaluation du risque par voie d'inhalation pour le hameau et la zone d'élevage du site A.

4.2 Exposition par inhalation – Site B

4.2.1 Généralités

Les résultats de la modélisation ont été calculés à partir des concentrations et expositions attribuables aux valeurs d'émission (valeurs repères) déterminées au paragraphe 3.4.1. Les calculs de risque sont basés sur les résultats des valeurs d'immission obtenues par le logiciel ARIA Impact. Sur le plan météorologique, il convient de rappeler qu'un axe principal se dégage de la rose des vents (Ouest) ainsi que deux directions secondaires Nord-Est et Sud-Est.

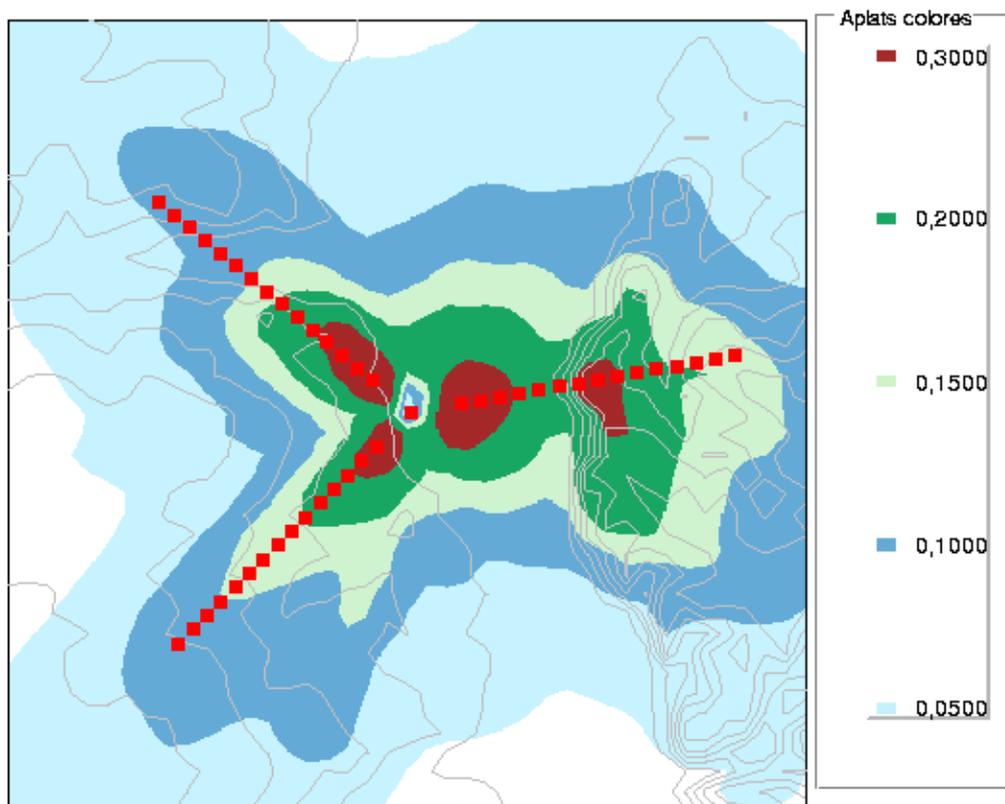


Figure 12 : Carte de concentrations dans l'air en moyenne annuelle pour les dioxines en fg/m^3 selon le logiciel ARIA Impact (Valeur Seuil) – Site B.

Toutes les mailles du domaine d'étude n'ont pas été prises en compte pour l'estimation des expositions. Les résultats concernent uniquement trois zones, comme cela a été exposé dans le paragraphe 3.4.2. La zone urbaine, de grande taille, est située à l'Ouest du site (entre les directions 225° et 310°) et représente 42 mailles. Le hameau est situé à l'Est du site (direction 80°), à environ 1250 mètres, et couvre une seule maille. La zone d'élevage est également représentée par une seule maille et se situe à l'Est à proximité du hameau.

	Immissions max. calculées en $\mu\text{g/m}^3$		
	Valeur Basse	Valeur Seuil	Valeur Haute
HCl	$8,5 \cdot 10^{-3}$	0,042	0,85
SO ₂	0,022	0,22	1,1
PM _{2,5}	$8,6 \cdot 10^{-3}$	0,043	0,22
Dioxines	$87 \cdot 10^{-12}$	$0,44 \cdot 10^{-9}$	$8,7 \cdot 10^{-9}$
Benzène	$0,66 \cdot 10^{-3}$	$6,6 \cdot 10^{-3}$	0,033
Cd	$0,44 \cdot 10^{-6}$	$0,22 \cdot 10^{-3}$	$2,2 \cdot 10^{-3}$
As*	$8,8 \cdot 10^{-6}$	$44 \cdot 10^{-6}$	$0,22 \cdot 10^{-3}$
Pb*	$0,26 \cdot 10^{-3}$	$1,3 \cdot 10^{-3}$	$6,5 \cdot 10^{-3}$
Ni*	$0,7 \cdot 10^{-6}$	$0,35 \cdot 10^{-3}$	$1,8 \cdot 10^{-3}$
Cr*	$3,5 \cdot 10^{-5}$	$0,18 \cdot 10^{-3}$	$0,88 \cdot 10^{-3}$
Hg*	$44 \cdot 10^{-6}$	$0,22 \cdot 10^{-3}$	$2,2 \cdot 10^{-3}$
Naphtalène**	$13 \cdot 10^{-6}$	$0,13 \cdot 10^{-3}$	$0,65 \cdot 10^{-3}$

* concentrations calculées au prorata des émissions de Cd

** concentrations calculées au prorata des émissions de PM_{2,5}

Tableau 13 : Maxima des concentrations dans l'air en moyenne annuelle pour le site B (ARIA Impact).

4.2.2 Synthèse des résultats pour la zone urbaine

Tous les ratios de danger pour la voie d'inhalation en zone urbaine sont inférieurs à 1 (tableau 14), comme ils le sont pour le site A ; les valeurs les plus élevées correspondent au HCl inhalé pour des valeurs hautes d'émissions en zone de retombée maximale. Les risques "vie entière" de cancer associés aux polluants traceurs sont tous inférieurs à $1,02 \cdot 10^{-5}$ qui est la valeur du risque de cancer "vie entière" pour les émissions hautes du chrome VI en zone de retombée maximale, sauf les risques "vie entière" relatifs aux dioxines, qui ne sont pas négligeables.

Polluants		Immissions (VS) $\mu\text{g}/\text{m}^3$	Effet cancérigène ou systémique sans seuil		Effet systémique à seuil	
			Risques "vie entière"		Ratios de danger	
			VS	VH	VS	VH
Arsenic	m	2,56E-05	1,10E-07	5,50E-07		
	M	4,24E-05	1,82E-07	9,11E-07		
Cadmium	m	1,28E-04	2,30E-07	2,30E-06		
	M	2,12E-04	3,81E-07	3,81E-06		
Chrome VI	m	1,02E-04	1,23E-06	6,14E-06	1,02E-03	5,11E-03
	M	1,69E-04	2,03E-06	1,02E-05	1,69E-03	8,47E-03
Mercure	m	1,28E-04			6,39E-04	6,39E-03
	M	2,12E-04			1,06E-03	1,06E-02
Nickel	m	2,05E-04	4,91E-08	2,46E-07	1,02E-03	5,11E-03
	M	3,39E-04	8,13E-08	4,07E-07	1,69E-03	8,47E-03
Plomb	m	7,67E-04			1,53E-03	7,67E-03
	M	1,27E-03			2,54E-03	1,27E-02
Particules	m	2,48E-02	$\Delta\text{EV}=1,00$ jours	$\Delta\text{EV}=5$ jours	6,20E-04	3,10E-03
	M	4,17E-02	$\Delta\text{EV}=1,68$ jours	$\Delta\text{EV}=8,4$ jours	1,04E-03	5,21E-03
Dioxines	m	2,54E-10	8,37E-06	1,67E-04		
	M	4,21E-10	1,39E-05	2,78E-04		
SO ₂	m	1,26E-01			2,53E-03	1,27E-02
	M	2,11E-01			4,22E-03	2,11E-02
HCl	m	2,34E-02			1,17E-03	2,34E-02
	M	4,08E-02			2,04E-03	4,08E-02
Benzène	m	3,82E-03	2,98E-08	1,49E-07	1,91E-03	9,56E-03
	M	6,33E-03	4,94E-08	2,47E-07	3,17E-03	1,58E-02
Naphtalène	m	7,65E-05			2,55E-05	1,27E-04
	M	1,27E-04			4,22E-05	2,11E-04

VS : valeur seuil des émissions
 VH : valeur haute des émissions
 m : moyenne des estimations pour la zone urbaine
 M : estimations pour la valeur d'immission maximale en zone urbaine
 Risque : Risque moyen vie entière (probabilité)
 ΔEV = réduction de l'espérance de vie sur 15 ans
 Immissions : résultats pour la valeur seuil d'émission

Tableau 14 : Synthèse des résultats de l'évaluation du risque par voie d'inhalation pour l'ensemble des polluants traceurs sur le site B en zone urbaine

4.2.3 Synthèse des résultats pour le hameau et la zone d'élevage

Tous les ratios de danger sont inférieurs à 1 comme ils le sont pour le site A. Les valeurs les plus élevées correspondent aussi au HCl inhalé pour des valeurs hautes d'émissions en zone de retombée maximale. Les risques "vie entière" de cancer sont tous inférieurs à $1,05 \cdot 10^{-5}$ qui est la valeur correspondante aux émissions hautes du chrome VI au sein du hameau, sauf les risques "vie entière" relatifs aux dioxines, qui sont relativement élevés.

Polluants		Immissions (VS) µg/m ³	Effet cancérigène ou systémique sans seuil		Effet systémique à seuil	
			Risques "vie entière"		Ratios de danger	
			VS	VH	VS	VH
Arsenic	H	4,38E-05	1,88E-07	9,42E-07		
	E	4,17E-05	1,79E-07	8,97E-07		
Cadmium	H	2,19E-04	3,94E-07	3,94E-06		
	E	2,09E-04	3,75E-07	3,75E-06		
Chrome VI	H	1,75E-04	2,10E-06	1,05E-05	1,75E-03	8,76E-03
	E	1,67E-04	2,00E-06	1,00E-05	1,67E-03	8,34E-03
Mercure	H	2,19E-04			1,10E-03	1,10E-02
	E	2,09E-04			1,04E-03	1,04E-02
Nickel	H	3,51E-04	8,41E-08	4,21E-07	1,75E-03	8,76E-03
	E	3,34E-04	8,01E-08	4,00E-07	1,67E-03	8,34E-03
Plomb	H	1,31E-03			2,63E-03	1,31E-02
	E	1,25E-03			2,50E-03	1,25E-02
Particules	H	4,32E-02	ΔEV=1,75 jours	ΔEV=8,75 jours	1,08E-03	5,40E-03
	E	4,11E-02	ΔEV=1,67 jours	ΔEV=8,35 jours	1,03E-03	5,15E-03
Dioxines	H	4,36E-10	1,44E-05	2,87E-04		
	E	4,15E-10	1,37E-05	2,74E-04		
SO ₂	H	2,18E-01			4,37E-03	2,18E-02
	E	2,08E-01			4,16E-03	2,08E-02
HCl	H	4,23E-02			2,11E-03	4,23E-02
	E	4,03E-02			2,01E-03	4,03E-02
Benzène	H	6,55E-03	5,11E-08	2,56E-07	3,28E-03	1,64E-02
	E	6,24E-03	4,86E-08	2,43E-07	3,12E-03	1,56E-02
Naphtalène	H	1,31E-04			4,37E-05	2,18E-04
	E	1,25E-04			4,16E-05	2,08E-04

VS : Valeur seuil

VH : valeur haute

H : Hameau

E : Zone d'élevage

Risque : Risque moyen vie entière (probabilité)

ΔEV=Réduction de l'espérance de vie sur 15 ans

Immissions : résultats pour la valeur seuil d'émission

Tableau 15 : Synthèse des résultats de l'évaluation du risque par voie d'inhalation pour le hameau et la zone d'élevage du site B.

4.3 Exposition par ingestion – Site A

4.3.1 Rappels

Comme précédemment, trois zones sont prises en considération pour la caractérisation des risques par ingestion : la zone urbaine, le hameau et la zone d'élevage. La valeur moyenne de la zone urbaine représente l'estimation moyenne de toutes les mailles situées en périphérie de la ville. Une valeur maximale de cette zone périphérique, une valeur pour le hameau et une valeur pour la zone d'élevage viennent compléter ces estimations. L'exposition par ingestion des polluants se fait par la combinaison de l'ingestion directe via les poussières de sols contaminées et par l'ingestion indirecte via l'alimentation auto produite. Pour les calculs de risques individuels "vie entière" de cancer, les risques unitaires utilisés sont spécifiques de la voie d'ingestion. Concernant les dioxines, l'estimation de l'exposition et du risque est d'abord faite sans tenir compte de l'apport par allaitement maternel, puis en intégrant cette source d'exposition.

Les polluants ont été choisis en fonction de leur caractère non ou moins volatil. Il s'agit de l'arsenic, du chrome VI, du nickel, du plomb et des dioxines.

4.3.2 Les métaux

4.3.2.1 Caractérisation des risques par ingestion en zone urbaine

Les risques "vie entière" de cancer pour l'arsenic sont de $4,00 \cdot 10^{-8}$ pour les dépôts surfaciques moyens de toute la zone potagère considérée. Ces risques sont de l'ordre de 10^{-7} pour la zone de retombée maximale et pour les valeurs d'émissions hautes. Les ratios de dangers sont tous inférieurs à $5,50 \cdot 10^{-2}$, cette valeur représentant celle du plomb en zone de retombée maximale et pour des émissions hautes.

Polluants		Dépôts surfaciques (VS) $\mu\text{g}/\text{m}^2/\text{s}$	Effet cancérigène ou systémique sans seuil		Effet systémique à seuil	
			Risques		Ratios de danger	
			VS	VH	VS	VH
Arsenic	m	9,56E-08	4,00E-08	2,00E-07	1,70E-04	8,50E-04
	M	3,74E-07	1,60E-07	8,00E-07	6,80E-04	3,40E-03
Chrome VI	m	3,82E-07			8,90E-05	4,45E-04
	M	1,50E-06			3,40E-04	1,70E-03
Nickel	m	7,64E-07			5,36E-06	2,68E-05
	M	2,99E-06			2,10E-05	1,05E-04
Plomb	m	2,87E-06			2,90E-03	1,45E-02
	M	1,12E-05			1,10E-02	5,50E-02
Dioxines	m	1,29E-12	2,20E-05	4,40E-04	8,80E-03	1,76E-01
	M	5,12E-12	8,60E-05	1,72E-03	3,40E-02	6,80E-01

VS : valeur seuil

VH : valeur haute

m : moyenne des dépôts surfaciques de la zone périphérique

M : valeur maximale de la maille en dépôts surfaciques

Risque : risque moyen vie entière (probabilité)

Dépôts surfaciques calculés pour la valeur seuil d'émission

Tableau 16 : Synthèse des résultats de l'évaluation du risque par voie d'ingestion pour l'ensemble des polluants traceurs, en zone urbaine du site A.

4.3.2.2 Caractérisation des risques par ingestion pour le hameau

Les risques individuels "vie entière" de cancer par exposition à l'arsenic (le seul métal traceur pour lequel est disponible un ERU par ingestion) sont de $3,70 \cdot 10^{-7}$ en émissions seuil et de $1,85 \cdot 10^{-6}$ en valeurs hautes.

Comme pour ceux de la zone urbaine, les ratios de danger concernant les métaux sont inférieurs à 1. Les ratios de danger du plomb pour les valeurs d'émissions hautes s'élèvent respectivement pour les adultes et les enfants à 0,19 et 0,15, valeurs les plus élevées.

4.3.3 Les dioxines

4.3.3.1 Caractérisation des risques par ingestion en zone urbaine

Pour les dioxines, le risque individuel "vie entière" moyen de cancer par ingestion pour l'ensemble de la zone périphérique s'élève à $2,2 \cdot 10^{-5}$; en zone de retombée maximale, cette valeur est de $8,6 \cdot 10^{-5}$. En revanche, pour le scénario le plus pénalisant, à savoir pour les dépôts surfaciques correspondant aux valeurs hautes des émissions, ces risques atteignent respectivement les valeurs de $4,4 \cdot 10^{-4}$ et de $1,72 \cdot 10^{-3}$. Les ratios de danger (Rdg) sont largement inférieurs à 1 pour les émissions seuil. Par contre, pour les valeurs d'émissions hautes, le Rdg s'élève à 0,18 pour la valeur moyenne de la zone périphérique et à 0,68 pour la maille représentant la valeur maximale. Ces valeurs hautes ne peuvent pas être considérées comme négligeables.

4.3.3.2 Caractérisation des risques par ingestion pour le hameau

Les résultats concernant les dioxines sont présentés dans le tableau 17 sans la prise en compte de l'exposition via l'ingestion du lait maternel. Les risques individuels "vie entière" de cancer par ingestion pour la population générale s'élèvent à $3,7 \cdot 10^{-4}$. Pour les dépôts surfaciques correspondant aux valeurs hautes des émissions, ces risques sont de $7,4 \cdot 10^{-3}$. Les ratios de danger (Rdg) sont inférieurs à 1 pour les émissions seuil (0,14 pour la population générale et 0,034 pour les enfants). Par contre, pour les valeurs d'émissions hautes, le Rdg s'élève à 2,8 pour la population générale du hameau et à 0,68 pour les enfants, valeurs qui posent un sérieux problème de gestion des risques.

Polluants	Dépôts surfaciques (VS) $\mu\text{g}/\text{m}^2/\text{s}$		Effet cancérogène ou systémique sans seuil		Effet systémique à seuil	
			Risques		Ratios de danger	
			VS	VH	VS	VH
Arsenic	P	3,78E-07	3,70E-07	1,85E-06	1,60E-03	8,00E-03
	E				3,20E-03	1,60E-02
Chrome VI	P	1,51E-06			7,90E-04	3,95E-03
	E				1,60E-03	8,00E-03
Nickel	P	3,03E-06			6,70E-05	3,35E-04
	E				9,70E-05	4,85E-04
Plomb	P	1,14E-05			3,80E-02	1,90E-01
	E				2,90E-02	1,45E-01
Dioxines	P	5,18E-12	3,70E-04	7,40E-03	1,40E-01	2,80E+00
	E				3,40E-02	6,80E-01

VS : valeur seuil
 VH : valeur haute
 P : population totale
 E : enfants de 3 à 5 ans
 Risque : risque moyen vie entière (probabilité)
 Dépôts surfaciques calculés pour la valeur seuil d'émission

Tableau 17 : Synthèse des résultats de l'évaluation des risques par voie d'ingestion pour la population générale et les enfants du hameau du site A

4.3.3.3 Résultats intégrant l'exposition par le lait maternel

Le logiciel CalTox calcule les risques et les ratios de danger en prenant en compte la dose maximale ingérée, même au cours d'une courte période de la vie, dose qui est ensuite étendue à l'ensemble de la vie. Ainsi, les résultats de calculs de risques pour les dioxines diffèrent en prenant en compte cette voie d'exposition.

Le risque individuel "vie entière" de cancer par ingestion intégrant l'exposition par le lait maternel atteint $8,0 \cdot 10^{-3}$ pour la population générale résidant dans le hameau et pour les valeurs hautes des émissions. En zone de retombée maximale de la zone urbaine, le risque est de $1,88 \cdot 10^{-3}$. Les ratios de danger, pour les valeurs seuils restent inférieurs à 1, mais ils atteignent 0,97 pour la population générale habitant le hameau et 0,23 pour la valeur maximale en zone périphérique de la ville. Ces ratios demeurent très élevés pour les valeurs hautes d'émissions : ils se situent à 1,22 pour des dépôts moyens en zone périphérique de la ville et à 4,60 pour la zone de retombée maximale, allant jusqu'à 19,4 pour la population du hameau. Ce résultat provisoire, à prendre avec prudence, sera repris dans le chapitre discussion.

Polluants	Dépôts surfaciques (VS) µg/m ² /s		Effet cancérogène ou systémique sans seuil		Effet systémique à seuil	
			Risque "vie entière"		Ratios de danger	
			VS	VH	VS	VH
Dioxines	m	1,29E-12	2,40E-05	4,80E-04	6,10E-02	1,22E+00
	M	5,12E-12	9,40E-05	1,88E-03	2,30E-01	4,60E+00
	P	5,18E-12	4,00E-04	8,00E-03	9,70E-01	1,94E+01
	E				3,00E-01	6,00E+00

VS : valeur seuil
 VH : valeur haute
 m : moyenne des dépôts surfaciques de la zone périphérique
 M : valeur maximale de la maille en dépôts surfaciques
 P : population totale
 E : enfants de 3 à 5 ans
 Risque : Risque moyen vie entière (probabilité)
 Dépôts surfaciques calculés pour la valeur seuil d'émission

Tableau 18 : Synthèse des résultats par voie d'ingestion pour les dioxines intégrant l'ingestion via le lait maternel pour la zone urbaine et le hameau du site A

4.3.3.4 Caractérisation du risque pour la zone d'élevage

Les dépôts surfaciques en zone d'élevage sont de $2,80 \cdot 10^{-12}$ µg/m²/s pour des valeurs d'émissions seuil. Le logiciel CalTox ne permet pas d'estimer directement la teneur en dioxine du lait des vaches élevées dans ces champs. Il est possible de contourner cet obstacle en passant par l'estimation de l'exposition totale. Pour une modélisation chez un adulte de 72 kg, le logiciel CalTox conduit à une exposition de $7,59 \cdot 10^{-5}$ pg/kg/jour par les produits laitiers, ce qui correspond à une exposition de $5,46 \cdot 10^{-3}$ pg/pers/jour. C'est à partir de cette donnée que, par calcul à rebours, la teneur du lait de vache en dioxines dans la zone d'élevage est estimée.

L'autoconsommation alimentaire de produits laitiers par jour et par personne adulte résidant au sein du hameau est de 34,6 g [Bertrand, 1993]. Or, la teneur en matière grasse du lait est de 2,6% [CSHPF, 2000]. Ainsi, l'exposition ci-dessus résulte d'une teneur du lait en dioxines de $6,07 \cdot 10^{-3}$ pg TEQ/g MG. Pour l'exposition d'un enfant de [3-5 ans], la teneur en dioxines s'élèverait à la valeur, très proche, de $5,95 \cdot 10^{-3}$ pg TEQ/g MG. La valeur guide recommandée par le CSHPF étant de 1 pg TEQ/g MG [INSERM, 2000], cela conduit à conclure que les teneurs en dioxines du lait de vaches paissant dans cette zone d'élevage sont faibles. Pour des valeurs hautes d'émissions, ces valeurs s'élèveraient à $1,21 \cdot 10^{-1}$ pg TEQ/g.MG pour l'autoconsommation d'une personne adulte et à $1,19 \cdot 10^{-1}$ pg TEQ/g.MG pour l'autoconsommation chez les enfants.

4.4 Exposition par ingestion – Site B

4.4.1 Les métaux

4.4.1.1 Caractérisation des risques par ingestion en zone urbaine

Les risques "vie entière" de cancer pour l'arsenic sont de l'ordre de 10^{-8} pour les dépôts surfaciques moyens de toute la zone potagère considérée. Ces risques sont de l'ordre de 10^{-7} pour toutes les valeurs d'émissions hautes. Les ratios de dangers sont tous inférieurs à $1,80 \cdot 10^{-2}$, cette valeur représentant celle du plomb en zone de retombée maximale et pour des émissions hautes.

Polluants	Dépôts surfaciques (VS) µg/m ² /s		Effet cancérigène ou systémique sans seuil		Effet systémique à seuil	
			Risques		Ratios de danger	
			VS	VH	VS	VH
Arsenic	m	6,85E-08	2,90E-08	1,45E-07	1,20E-04	6,00E-04
	M	1,20E-07	5,00E-08	2,50E-07	2,20E-04	1,10E-03
Chrome IV	m	2,74E-07			6,40E-05	3,20E-04
	M	4,80E-07			1,10E-04	5,50E-04
Nickel	m	5,48E-07			3,80E-06	1,90E-05
	M	9,61E-07			6,70E-06	3,35E-05
Plomb	m	2,06E-06			2,10E-03	1,05E-02
	M	3,60E-06			3,60E-03	1,80E-02
Dioxines	m	9,37E-13	1,60E-05	3,20E-04	6,40E-03	1,28E-01
	M	1,65E-12	2,80E-05	5,60E-04	1,10E-02	2,20E-01

VS : Valeur seuil
 VH : valeur haute
 m : moyenne des dépôts surfaciques de la zone périphérique
 M : Valeur maximale de la maille en dépôts surfaciques
 Risque : Risque moyen vie entière (probabilité)
 Dépôts surfaciques calculés pour la valeur seuil d'émission

Tableau 19 : Synthèse des résultats de l'évaluation du risque par voie d'ingestion pour l'ensemble des polluants traceurs en zone urbaine du site B

4.4.1.2 Caractérisation des risques par ingestion pour le hameau

Les risques individuels "vie entière" de cancer par exposition à l'arsenic sont de $1,20 \cdot 10^{-7}$ en émissions seuil et de $6,00 \cdot 10^{-7}$ en valeurs hautes. De même que pour la zone urbaine, les ratios de danger concernant les métaux sont inférieurs à 1. Les ratios de danger pour les valeurs d'émissions hautes du plomb pour les adultes et les enfants, s'élèvent respectivement à $6,50 \cdot 10^{-2}$ et $4,80 \cdot 10^{-2}$, valeurs les plus élevées.

Polluants	Dépôts surfaciques (VS) µg/m ² /s		Effet cancérigène ou systémique sans seuil		Effet systémique à seuil	
			Risque "vie entière"		Ratios de danger	
			VS	VH	VS	VH
Arsenic	P	1,27E-07	1,20E-07	6,00E-07	5,40E-04	2,70E-03
	E				1,10E-03	5,50E-03
Chrome IV	P	5,08E-07			2,70E-04	1,35E-03
	E				5,50E-04	2,75E-03
Nickel	P	1,02E-06			2,30E-05	1,15E-04
	E				3,20E-05	1,60E-04
Plomb	P	3,81E-06			1,30E-02	6,50E-02
	E				9,60E-03	4,80E-02
Dioxines	P	1,74E-12	1,20E-04	2,40E-03	4,90E-02	9,80E-01
	E				1,10E-02	2,20E-01

VS : valeur seuil
 VH : valeur haute
 P : population totale
 E : enfants de 3 à 5 ans
 Risque : risque moyen vie entière (probabilité)
 Dépôts surfaciques calculés pour la valeur seuil d'émission

Tableau 20 : Synthèse des résultats pour les polluants traceurs par voie d'ingestion pour la population générale et les enfants du hameau du site B

4.4.2 Les dioxines

4.4.2.1 Caractérisation des risques par ingestion en zone urbaine

Pour les dioxines, le risque individuel "vie entière" moyen de cancer par ingestion pour l'ensemble de la zone périphérique s'élève à $1,6 \cdot 10^{-5}$. En zone de retombée maximale, cette valeur est de $2,8 \cdot 10^{-5}$. En revanche, pour le scénario le plus pénalisant, à savoir pour les dépôts surfaciques correspondant aux valeurs hautes des émissions, ces risques atteignent respectivement les valeurs de $3,2 \cdot 10^{-4}$ et de $5,6 \cdot 10^{-4}$. Les ratios de danger (Rdg) sont largement inférieurs à 1 pour les émissions seuil. Par contre, pour les valeurs d'émissions hautes, le Rdg s'élève à 0,13 pour la valeur moyenne de la zone périphérique et à 0,22 pour la maille représentant la valeur maximale. Ces valeurs ne sont pas négligeables.

4.4.2.2 Caractérisation des risques par ingestion pour le hameau

Pour les dépôts surfaciques correspondant aux valeurs seuils des émissions, le risque individuel "vie entière" de cancer par ingestion s'élève à $1,2 \cdot 10^{-4}$ pour la population générale. Pour les valeurs hautes, ces risques sont de $2,4 \cdot 10^{-3}$. Les ratios de danger (Rdg) sont inférieurs à 1 pour les émissions seuil. Par contre, pour les valeurs d'émissions hautes, le Rdg s'élève à 0,98 pour la population générale du hameau et à 0,22 pour les enfants.

4.4.2.3 Résultats intégrant l'exposition par le lait maternel

De la même manière que pour le site A, les calculs ont été réalisés en prenant en compte l'exposition par le lait maternel. Le tableau 21 regroupe les résultats de ces expositions.

Polluant	Dépôts surfaciques (VS) $\mu\text{g}/\text{m}^2/\text{s}$		Effet cancérigène ou systémique sans seuil		Effet systémique à seuil	
			Risque "vie entière"		Ratios de danger	
			VS	VH	VS	VH
Dioxines	m	9,37E-13	1,80E-05	3,60E-04	4,40E-02	8,80E-01
	M	1,65E-12	3,00E-05	6,00E-04	7,50E-02	1,50E+00
	P	1,74E-12	1,30E-04	2,60E-03	3,30E-01	6,60E+00
	E				1,00E-01	2,00E+00

VS : valeur seuil
 VH : valeur haute
 m : moyenne des dépôts surfaciques de la zone périphérique
 M : valeur maximale de la maille en dépôts surfaciques
 P : population totale
 E : enfants de 3 à 5 ans
 Risque : risque moyen vie entière (probabilité)

Tableau 21 : Synthèse des résultats pour les dioxines par voie d'ingestion intégrant l'ingestion via le lait maternel pour la zone urbaine et le hameau du site B.

4.4.2.4 Caractérisation des risques pour la zone d'élevage

Le logiciel CalTox calcule une exposition de $4,48 \cdot 10^{-5}$ pg/kg/jour par les produits laitiers. Cela correspond à une exposition de $3,23 \cdot 10^{-3}$ pg/pers/jour pour un adulte de 72 kg.

Ainsi, cette exposition résulte d'une teneur du lait en dioxines de $3,59 \cdot 10^{-3}$ pg TEQ/g MG. Si l'on considère l'exposition d'un enfant de [3-5 ans], la teneur en dioxines s'élèverait à $3,52 \cdot 10^{-3}$ pg TEQ/g MG, valeur faible en regard des recommandations du CSHPF. Pour des valeurs hautes d'émissions, on obtient $7,18 \cdot 10^{-2}$ pg TEQ/g MG pour l'autoconsommation d'une personne adulte et $7,04 \cdot 10^{-3}$ pg TEQ/g.MG pour l'autoconsommation chez les enfants.

4.5 Discussion des résultats

4.5.1 Rappel des principaux résultats

Concernant le site A, zone urbaine et hameau, une comparaison globale de tous les polluants montre que les excès de risque par inhalation les plus importants correspondent aux dioxines (valeurs seuils et valeurs hautes). En zone urbaine, les ratios de danger les plus élevés concernent les gaz irritants avec un ratio plus fort pour HCl. Viennent ensuite par ordre décroissant les PM 2,5, puis parmi les métaux lourds, le plomb. Pour la zone de retombées maximales de la zone urbaine et du hameau, l'ordre de grandeur du ratio de danger du plomb s'élève à 10^{-2} .

Par voie d'ingestion, les excès de risque les plus importants concernent l'exposition par les dioxines pour la zone urbaine et le hameau. Les valeurs les plus élevées des ratios de danger sont retrouvées pour les dioxines. Les teneurs estimées en dioxines dans le lait en zone d'élevage restent cependant faibles.

La discussion de ce chapitre correspond aux seuls résultats du site A car les évaluations des expositions concernant le site B restent toutes inférieures aux expositions du site A. Les discussions de ces résultats seraient donc identiques toutes proportions gardées.

4.5.2 Evaluation des risques par inhalation – Discussion

4.5.2.1 Rappel

Tous les risques évalués par inhalation ont été calculés en considérant que l'exposition pouvait être assimilée aux immissions. Considérer que la pénétration des polluants dans les locaux intérieurs est de 100% et que les personnes respirent en permanence l'air extérieur sur la même zone sont des hypothèses pénalisantes. Les risques calculés peuvent être ainsi surestimés.

4.5.2.2 Les métaux

- En zone urbaine

Les risques individuels "vie entière" moyens pour la zone urbaine sont négligeables, ainsi que les excès de risque concernant la zone de concentration maximale de l'exposition par inhalation. La valeur de risque la plus élevée est celle du chrome VI dans l'hypothèse d'émissions au niveau le plus élevé et dans la zone de retombée maximale de la zone urbaine. Les risques restent également faibles pour les valeurs hautes des immissions tant pour la zone urbaine que pour le hameau qui a été situé sur la maille de concentration maximale de l'ensemble du territoire d'étude. Tous les ratios de dangers sont nettement inférieurs à 1.

- Pour le hameau

Les risques individuels "vie entière" moyens sont comparables à ceux de la zone de concentrations maximales de la zone urbaine. Les risques demeurent faibles y compris pour des valeurs élevées d'immission. Les ratios de danger sont tous inférieurs à 1, aussi bien pour les valeurs seuils que pour les hautes valeurs d'émissions.

4.5.2.3 Les particules

- Rappel

L'impact des particules a été estimé à partir des résultats d'un travail conduit aux Pays-Bas, chiffrant la réduction de la survie à 1,11 années sur 15 ans, pour une exposition excédant de $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ celle d'une population moins exposée, sur la base des études épidémiologiques conduites aux États-Unis [Brunekreef, 1997]. On notera que les risques pourraient être surestimés du fait que l'on a assimilé la totalité des particules à des PM 2,5, faute de données spécifiques d'origine industrielle.

- En zone urbaine

Les résultats exprimés sous forme de réduction de jours de vie sur une exposition de 15 ans s'élèvent à 25 jours en zone de retombée maximale pour des valeurs hautes d'émissions ; ils peuvent être qualifiés d'insignifiants.

- Pour le hameau

De même, dans ce scénario "raisonnablement pessimiste", les réductions de jours de vie sur 15 ans d'expositions sont de l'ordre de 26 jours et donc également insignifiantes.

4.5.2.4 Les dioxines

L'évaluation du risque pour les dioxines par inhalation est basée sur un ERU proposé dans la base IRIS, issu d'un document émanant de "Health Effects and Environmental Effects Summary Table (HEAST), 1995". Pour une situation défavorable, à savoir, en zone de retombée maximale pour la ville et pour le hameau, avec des valeurs hautes d'émissions, les risques de cancer "vie entière" sont de l'ordre de $8,50 \cdot 10^{-4}$. Ces résultats des risques individuels "vie entière" ne peuvent pas être considérés comme négligeables. Le rapport des émissions de dioxines entre la VH et la VS étant de 20, il découle que les risques "vie entière" sont réduits d'autant pour la valeur seuil. Ainsi, l'estimation du risque pour la population générale du hameau passe à $4,28 \cdot 10^{-5}$ et pour la zone urbaine à $4,22 \cdot 10^{-5}$. Cela signifie que les émissions de dioxines dépassant la valeur seuil peuvent entraîner des risques "vie entière" non négligeables pour des populations qui seraient exposées en permanence en zone de retombée maximale.

4.5.2.5 Les gaz irritants

- En zone urbaine

Les ratios de dangers restent inférieurs à 1, donc faibles. Cependant, le ratio de danger de HCl concernant la maille de concentration maximale pour la zone urbaine est proche de 1 pour les valeurs élevées d'émissions puisqu'il s'élève à $1,18 \cdot 10^{-1}$.

- Pour le hameau

Le ratio de danger de HCl reste proche de 1 pour des valeurs élevées d'émission. Ce risque inférieur à 1 reste cependant non négligeable.

4.5.2.6 Le benzène et le naphthalène

Zone urbaine et hameau : les risques individuels de cancers ainsi que les ratios de dangers retrouvés pour ces deux polluants pour la zone urbaine et le hameau sont négligeables.

4.5.3 Evaluation des risques par ingestion – Discussion

4.5.3.1 La zone urbaine

Les estimations ont été calculées uniquement sur la zone périphérique de la ville, compte tenu de l'hypothèse faite quant à l'implantation des surfaces potagères. Cependant, les risques concernant ces zones peuvent également être attribués par "transposition" à la population qui s'alimente à partir d'un jardin situé en périphérie mais n'habitant pas sur cette zone. Cette hypothèse est à envisager. On notera cependant que les risques pour des personnes vivant en centre ville ne peuvent pas être équivalents aux risques calculés pour des personnes vivant en continu sur les zones périphériques.

4.5.3.2 Les métaux

En zone urbaine : seul l'arsenic est considéré cancérigène par voie d'ingestion et les résultats le concernant sont insignifiants. Pour les autres métaux, les ratios de danger sont aussi rassurants.

Le hameau : les risques individuels de cancers pour l'arsenic sont négligeables. Ces risques n'ont pas été calculés pour les enfants, car l'évaluation d'un risque de cancers chez un enfant de 3-5 ans n'aurait eu aucune signification. De plus, les ERU donnés par la base IRIS sont considérées comme valides à compter d'une durée d'exposition de 7 ans au moins. Concernant les expositions les plus fortes associées aux valeurs hautes d'émission du plomb, les ratios de danger par ingestion pour les enfants et la population générale du hameau se rapprochent de 1.

4.5.3.3 Les dioxines

L'évaluation du risque pour les dioxines résultant de leur ingestion est basée sur un ERU plus élevé proposé par un document récent de l'US-EPA, que celui présenté dans la base IRIS ; l'écart est d'un facteur 30, ce qui affecte bien sûr les résultats. En considérant ou non l'exposition par le lait maternel, le risque de cancer varie peu, seulement d'un facteur 1,1. A contrario, les ratios de dangers varient d'un facteur 7. Pour les dioxines, les risques de cancer "vie entière" sont de l'ordre de 10^{-3} en situation défavorable, à savoir, en zone de retombée maximale pour la ville et le hameau avec les valeurs hautes d'émissions. Ainsi, pour le hameau, en valeurs d'émissions hautes, les R_{dg} sont supérieurs à 1, ce qui ne peut pas être considéré comme négligeable. Le rapport des émissions de dioxines pour les VB et les VS étant de 1/5, il découle que les ratios de danger sont réduits d'un facteur 5 pour les VB. Cet écart des émissions fait passer l'estimation du risque pour la population générale du hameau à $7,4 \cdot 10^{-5}$.

Pour les valeurs hautes d'émissions, les R_{dg} sont largement supérieurs à 1. Cependant, il faut relativiser ce résultat, car les calculs des risques et des ratios de danger par le logiciel CalTox prennent en compte la dose maximale ingérée, même si cette dernière intervient seulement au cours d'une courte période de la vie. Ensuite, le logiciel CalTox étend cette dose maximale sur l'ensemble de la vie. Si l'on considère l'exposition par allaitement maternel qui n'est valable que sur une courte période de la vie, il s'agit là d'une sérieuse majoration des risques [CAREPS, 2000].

En zone d'élevage : dans le cas des valeurs seuils, les teneurs estimées en dioxines dans le lait de vaches paissant dans la zone d'élevage sont faibles par rapport à la valeur guide recommandée par le CSHPF, cette valeur étant de 1 pg TEQ/g MG [INSERM, 2000]. Dans le cas des valeurs hautes d'émissions, les teneurs en dioxines sont plus élevées mais restent inférieures à 1. Cependant, ces estimations sont à prendre avec précaution, étant donné que ces calculs font appel à de nombreuses incertitudes, notamment l'estimation exacte des autoconsommations concernant les produits laitiers.

4.6 Tableaux de synthèse des résultats

Les valeurs en gras sont les valeurs supérieures à 10^{-5} pour les excès de risque unitaire (ERU) et supérieures à 1 pour les ratios de danger (Rdg).

Effet cancérigène ou systémique sans seuil - Risques "vie entière"								
Polluants		Zone Urbaine			Hameau + Zone d'élevage			
		VB	VS	VH		VB	VS	VH
Arsenic	m	0,28E-07	1,42E-07	7,10E-07	H	1,13E-07	5,63E-07	2,82E-06
	M	1,11E-07	5,54E-07	2,77E-06	ZE	6,12E-08	3,06E-07	1,53E-06
Cadmium	m	5,94E-08	2,97E-07	2,97E-06	H	2,36E-07	1,18E-06	1,18E-05
	M	2,32E-07	1,16E-06	1,16E-05	ZE	1,28E-07	6,41E-07	6,41E-06
Chrome VI	m	3,16E-07	1,58E-06	7,91E-06	H	1,26E-06	6,28E-06	3,14E-05
	M	1,24E-06	6,18E-06	3,09E-05	ZE	6,84E-07	3,42E-06	1,71E-05
Nickel	m	1,27E-08	6,33E-08	3,17E-07	H	5,02E-08	2,51E-07	1,26E-06
	M	4,94E-08	2,47E-07	1,24E-06	ZE	2,74E-08	1,37E-07	6,85E-07
Particules (ΔEV)	m	0,23 jr	1,14 jrs	5,7 jrs	H	1,03 jrs	5,14 jrs	25,72 jrs
	M	1,01 jrs	5,06 jrs	25 jrs	ZE	0,54 jrs	2,7 jrs	13,35 jrs
Dioxines	m	2,12E-06	1,06E-05	2,12E-04	H	8,56E-06	4,28E-05	8,56E-04
	M	8,44E-06	4,22E-05	8,44E-04	ZE	4,64E-06	2,32E-05	4,64E-04
Benzène	m	3,48E-09	3,84E-08	1,92E-07	H	1,53E-08	1,53E-07	7,63E-07
	M	1,50E-08	1,50E-07	7,51E-07	ZE	8,30E-09	8,30E-08	4,15E-07

Effet systémique avec seuil - Ratios de danger								
Polluants		Zone Urbaine			Hameau + Zone d'élevage			
		VB	VS	VH		VB	VS	VH
Chrome VI	m	2,64E-04	1,32E-03	6,60E-03	H	1,05E-03	5,23E-03	2,62E-02
	M	1,03E-03	5,15E-03	2,58E-02	ZE	5,70E-04	2,85E-03	1,42E-02
Mercure	m	1,65E-04	8,24E-04	8,24E-03	H	6,54E-04	3,27E-03	3,27E-02
	M	6,44E-04	3,22E-03	3,22E-02	ZE	3,56E-04	1,78E-03	1,78E-02
Nickel	m	2,64E-04	1,32E-03	6,60E-03	H	1,05E-03	5,23E-03	2,62E-02
	M	1,03E-03	5,15E-03	2,58E-02	ZE	5,70E-04	2,85E-03	1,42E-02
Plomb	m	3,96E-04	1,98E-03	9,89E-03	H	1,57E-03	7,85E-03	3,93E-02
	M	1,55E-03	7,73E-03	3,86E-02	ZE	8,54E-04	4,27E-02	2,14E-02
Particules	m	1,41E-04	7,05E-04	3,53E-03	H	6,36E-04	3,18E-03	1,59E-02
	M	6,26E-04	3,13E-03	1,56E-02	ZE	3,30E-04	1,65E-03	8,25E-03
SO ₂	m	3,12E-04	3,12E-03	1,56E-02	H	1,30E-03	1,30E-02	6,48E-02
	M	1,28E-03	1,28E-02	6,38E-02	ZE	6,93E-04	6,93E-03	3,47E-02
HCl	m	2,10E-04	1,05E-03	2,10E-02	H	1,20E-03	6,02E-03	1,20E-01
	M	1,18E-03	5,89E-03	1,18E-01	ZE	5,64E-04	2,82E-03	5,64E-02
Benzène	m	2,46E-04	2,46E-03	1,23E-02	H	9,80E-04	9,80E-03	4,90E-02
	M	9,65E-04	9,65E-03	4,83E-02	ZE	5,30E-04	5,30E-03	2,65E-02
Naphtalène	m	3,28E-06	3,28E-05	1,64E-04	H	1,30E-05	1,30E-04	6,50E-04
	M	1,29E-05	1,29E-04	6,45E-04	ZE	7,07E-06	7,07E-05	3,54E-04

VB : valeur basse des émissions
 VS : valeur seuil des émissions
 VH : valeur haute des émissions
 m : moyenne des estimations pour la zone urbaine
 M : estimations pour la valeur d'immission maximale en zone urbaine
 ΔEV = réduction de l'espérance de vie sur 15 ans
 H : hameau
 ZE : zone d'élevage

Tableau 22 : Synthèse des résultats de l'évaluation du risque par voie d'inhalation pour l'ensemble des polluants traceurs. Site A.

Effet cancérogène ou systémique sans seuil - Risques "vie entière"								
Polluants		Zone Urbaine			Hameau + Zone d'élevage			
		VB	VS	VH		VB	VS	VH
Arsenic	m	2,20E-08	1,10E-07	5,50E-07	H	3,76E-08	1,88E-07	9,42E-07
	M	3,64E-08	1,82E-07	9,11E-07	ZE	3,58E-08	1,79E-07	8,97E-07
Cadmium	m	4,60E-08	2,30E-07	2,30E-06	H	7,88E-08	3,94E-07	3,94E-06
	M	7,62E-08	3,81E-07	3,81E-06	ZE	7,50E-07	3,75E-07	3,75E-06
Chrome VI	m	2,46E-07	1,23E-06	6,14E-06	H	4,20E-07	2,10E-06	1,05E-05
	M	4,06E-07	2,03E-06	1,02E-05	ZE	4,00E-07	2,00E-06	1,00E-05
Nickel	m	9,82E-09	4,91E-08	2,46E-07	H	1,68E-08	8,41E-08	4,21E-07
	M	1,63E-08	8,13E-08	4,07E-07	ZE	1,60E-08	8,01E-08	4,00E-07
Particules (ΔEV)	m	0,2 jr	1,00 jr	5 jrs	H	0,35 jr	1,75 jrs	8,75 jrs
	M	0,34 jrs	1,68 jrs	8,4 jrs	ZE	0,33 jr	1,67 jrs	8,35 jrs
Dioxines	m	1,67E-06	8,37E-06	1,67E-04	H	2,88E-06	1,44E-05	2,87E-04
	M	2,78E-06	1,39E-05	2,78E-04	ZE	2,74E-06	1,37E-05	2,74E-04
Benzène	m	2,98E-09	2,98E-08	1,49E-07	H	5,11E-09	5,11E-08	2,56E-07
	M	4,94E-09	4,94E-08	2,47E-07	ZE	4,86E-09	4,86E-08	2,43E-07

Effet systémique avec seuil - Ratios de danger								
Polluants		Zone Urbaine			Hameau + Zone d'élevage			
		VB	VS	VH		VB	VS	VH
Chrome VI	m	2,04E-04	1,02E-03	5,11E-03	H	3,50E-04	1,75E-03	8,76E-03
	M	3,38E-04	1,69E-03	8,47E-03	ZE	3,34E-04	1,67E-03	8,34E-03
Mercure	m	1,28E-04	6,39E-04	6,39E-03	H	2,20E-04	1,10E-03	1,10E-02
	M	2,12E-04	1,06E-03	1,06E-02	ZE	2,08E-04	1,04E-03	1,04E-02
Nickel	m	2,04E-04	1,02E-03	5,11E-03	H	3,50E-04	1,75E-03	8,76E-03
	M	3,38E-04	1,69E-03	8,47E-03	ZE	3,34E-04	1,67E-03	8,34E-03
Plomb	m	3,06E-04	1,53E-03	7,67E-03	H	5,26E-04	2,63E-03	1,31E-02
	M	5,08E-04	2,54E-03	1,27E-02	ZE	5,00E-04	2,50E-03	1,25E-02
Particules	m	1,24E-04	6,20E-04	3,10E-03	H	2,16E-04	1,08E-03	5,40E-03
	M	2,08E-04	1,04E-03	5,21E-03	ZE	2,06E-04	1,03E-03	5,15E-03
SO ₂	m	2,53E-04	2,53E-03	1,27E-02	H	8,74E-04	4,37E-03	2,18E-02
	M	4,22E-04	4,22E-03	2,11E-02	ZE	8,32E-04	4,16E-03	2,08E-02
HCl	m	2,34E-04	1,17E-03	2,34E-02	H	4,22E-04	2,11E-03	4,23E-02
	M	4,08E-04	2,04E-03	4,08E-02	ZE	4,02E-04	2,01E-03	4,03E-02
Benzène	m	1,91E-04	1,91E-03	9,56E-03	H	6,56E-04	3,28E-03	1,64E-02
	M	3,17E-04	3,17E-03	1,58E-02	ZE	6,24E-04	3,12E-03	1,56E-02
Naphtalène	m	5,10E-06	2,55E-05	1,27E-04	H	8,74E-06	4,37E-05	2,18E-04
	M	8,44E-06	4,22E-05	2,11E-04	ZE	8,32E-06	4,16E-05	2,08E-04

VB : valeur basse des émissions
 VS : valeur seuil des émissions
 VH : valeur haute des émissions
 m : moyenne des estimations pour la zone urbaine
 M : estimations pour la valeur d'immission maximale en zone urbaine
 ΔEV = réduction de l'espérance de vie sur 15 ans
 H : hameau
 ZE : zone d'élevage

Tableau 23 : Synthèse des résultats de l'évaluation du risque par voie d'inhalation pour l'ensemble des polluants traceurs. Site B.

Inhalation : pour les effets cancérigènes sans seuil, Cd, Cr⁶⁺ et dioxines (I-TEQ) présentent des risques "vie entière" supérieurs à 10⁻⁵ pour les deux sites. Les résultats pour le Cr⁶⁺ pourraient être fortement surévalués car le chrome total a été entièrement considéré sous forme de Cr⁶⁺. Mais en l'absence de données réelles d'émission, il n'est pas possible de trancher. Toutefois, pour Cd comme pour Cr⁶⁺, les risques excessifs sont relatifs aux valeurs hautes. En ce qui concerne les effets systémiques à effet de seuil, les ratios de danger sont tous inférieurs à 1. On notera que HCl présente les ratios de danger les plus élevés. Cependant, ces ratios correspondent aux valeurs hautes (200 mg/Nm³) qui ont certainement été surévaluées en l'absence de données réelles.

Effet cancérogène ou systémique sans seuil - Risques "vie entière"								
Polluants		Zone Urbaine				Hameau		
		VB	VS	VH		VB	VS	VH
Arsenic	m	8,00E-09	4,00E-08	2,00E-07	P	7,40E-08	3,70E-07	1,85E-06
	M	3,20E-08	1,60E-07	8,00E-07				
Dioxines	m	4,40E-06	2,20E-05	4,40E-04	P	7,40E-05	3,70E-04	7,40E-03
	M	1,72E-05	8,60E-05	1,72E-03				
+expos. lait maternel	m	4,80E-06	2,40E-05	4,80E-04	P	8,00E-05	4,00E-04	8,00E-03
	M	1,88E-06	9,40E-05	1,88E-03				

Effet systémique avec seuil - Ratios de danger								
Polluants		Zone Urbaine				Hameau + Zone d'élevage		
		VB	VS	VH		VB	VS	VH
Arsenic	m	3,40E-05	1,70E-04	8,50E-04	P	3,20E-04	1,60E-03	8,00E-03
	M	1,36E-04	6,80E-04	3,40E-03				
Chrome VI	m	1,78E-05	8,90E-05	4,45E-04	P	1,58E-04	7,90E-04	3,95E-03
	M	6,80E-05	3,40E-04	1,70E-03				
Nickel	m	1,07E-06	5,36E-06	2,68E-05	P	1,34E-05	6,70E-05	3,35E-04
	M	4,20E-06	2,10E-05	1,05E-04				
Plomb	m	5,80E-04	2,90E-03	1,45E-02	P	7,60E-03	3,80E-02	1,90E-01
	M	2,20E-03	1,10E-02	5,50E-02				
Dioxines	m	1,76E-03	8,80E-03	1,76E-01	P	2,80E-02	1,40E-01	2,80E+00
	M	6,80E-03	3,40E-02	6,80E-01				
+expos. lait maternel	m	1,22E-02	6,10E-02	1,22E+00	P	1,95E-01	9,70E-01	1,94E+01
	M	4,60E-02	2,30E-01	4,60E+00				

VB : valeur basse des émissions
 VS : valeur seuil des émissions
 VH : valeur haute des émissions
 m : moyenne des estimations pour la zone urbaine
 M : estimations pour la valeur d'immission maximale en zone urbaine
 P : population générale du hameau
 E : enfants du hameau

Tableau 24 : Synthèse des résultats de l'évaluation du risque par voie d'ingestion pour l'ensemble des polluants traceurs. Site A.

Effet cancérigène ou systémique sans seuil - Risques "vie entière"								
Polluants	Zone Urbaine				Hameau			
		VB	VS	VH		VB	VS	VH
Arsenic	m	5,80E-09	2,90E-08	1,45E-07	P	2,40E-08	1,20E-07	6,00E-07
	M	1,00E-08	5,00E-08	2,50E-07				
Dioxines	m	4,40E-06	1,60E-05	3,20E-04	P	2,40E-05	1,20E-04	2,40E-03
	M	5,60E-06	2,80E-05	5,60E-04				
+expos. lait maternel	m	3,60E-06	1,80E-05	3,60E-04	P	2,60E-05	1,30E-04	2,60E-03
	M	6,00E-06	3,00E-05	6,00E-04				

Effet systémique avec seuil - Ratios de danger								
Polluants	Zone Urbaine				Hameau + Zone d'élevage			
		VB	VS	VH		VB	VS	VH
Arsenic	m	2,40E-05	1,20E-04	6,00E-04	P	1,08E-04	5,40E-04	2,70E-03
	M	4,40E-04	2,20E-04	1,10E-03	E	2,20E-04	1,10E-03	5,50E-03
Chrome VI	m	1,28E-05	6,40E-05	3,20E-04	P	5,40E-05	2,70E-04	1,35E-03
	M	2,20E-05	1,10E-04	5,50E-04	E	1,10E-04	5,50E-04	2,75E-03
Nickel	m	7,60E-07	3,80E-06	1,90E-05	P	4,60E-06	2,30E-05	1,15E-04
	M	1,34E-06	6,70E-06	3,35E-05	E	6,40E-06	3,20E-05	1,60E-04
Plomb	m	4,20E-04	2,10E-03	1,05E-02	P	2,60E-03	1,30E-02	6,50E-02
	M	7,20E-03	3,60E-02	1,80E-02	E	1,92E-03	9,60E-03	4,80E-02
Dioxines	m	1,28E-03	6,40E-03	1,28E-01	P	9,80E-03	4,90E-02	9,80E-01
	M	2,20E-03	1,10E-02	2,20E-01	E	2,20E-03	1,10E-02	2,20E-01
+expos. lait maternel	m	8,80E-03	4,40E-02	8,80E-01	P	6,60E-02	3,30E-01	6,60E+00
	M	1,50E-02	7,50E-02	1,50E+00	E	2,00E-02	1,00E-01	2,00E+00

VB : valeur basse des émissions
 VS : valeur seuil des émissions
 VH : valeur haute des émissions
 m : moyenne des estimations pour la zone urbaine
 M : estimations pour la valeur d'immission maximale en zone urbaine
 P : population générale du hameau
 E : enfants du hameau

Tableau 25 : Synthèse des résultats de l'évaluation du risque par voie d'ingestion pour l'ensemble des polluants traceurs. Site B.

Ingestion : pour les effets cancérigènes sans seuil, seules les dioxines (I-TEQ) présentent des risques "vie entière" supérieurs à 10^{-5} , et ce quelque soit le lieu (zone urbaine ou hameau, site A ou B) et la valeur d'émission (valeur basse, seuil ou haute). Pour les effets systémiques à effet de seuil, seules les dioxines ont des ratios de danger supérieurs à 1. Mais dans ce cas, seules les valeurs hautes, supérieures au seuil réglementaire, sont incriminées.

4.7 Synthèse des hypothèses majorantes

- Choix des valeurs d'émission :

- pour les polluants réglementés, les valeurs hautes d'émission prises en compte dans les calculs sont supérieures aux teneurs limites de la réglementation. Les valeurs hautes de certains polluants comme HCl (200 mg/Nm³), SO₂ (250 mg/Nm³) voire les poussières (50 mg/Nm³), peuvent sembler nettement surévaluées par rapport aux performances actuelles des systèmes de traitement des fumées.
- d'une manière générale, les valeurs hautes d'émission sont une hypothèse majorante relative à un incinérateur dont les capacités du système de traitement des fumées seraient défaillantes ou insuffisantes.

- Modélisation de la dispersion :

- les hypothèses de calcul d'ARIA Impact sont majorantes. En effet, le logiciel est un modèle 2D, certes amélioré, mais qui surestime les dépôts : faiblement en cas d'absence de relief (d'un facteur situé entre 1 et 2) et plus fortement en cas de relief.
- les calculs de dispersion des polluants sont basés sur l'hypothèse qu'ils sont soit gazeux, soit particulaires. En fait, la forme sous laquelle ils se trouvent lors de la retombée des émissions est très mal connue (ils peuvent aussi être sous deux formes, gazeuse et particulaire). Cela peut avoir des conséquences importantes sur les valeurs d'immission et de dépôts (majoration ou minoration possible).

- Choix des valeurs toxiques de référence :

- le choix des relations doses-effets s'est effectué en sélectionnant, selon le type de relation, la dose de référence la plus faible ou l'excès de risque le plus élevé. Ce choix implique donc, en général, une surestimation du risque.

- Choix des valeurs de la dispersion :

- les calculs de risques sont effectués sur la base de la moyenne des valeurs maximales (d'immission et/ou de dépôt) des superficies concernées (zone urbaine, périphérie zone urbaine, hameau et zone d'élevage), ainsi que sur la valeur maximale trouvée dans la zone urbaine. Pour les deux sites, les trois zones concernées ont été placées sur les axes de concentrations maximales afin de fournir des estimations pénalisantes.

- Calculs de l'exposition :

- inhalation : les risques sont calculés en posant les hypothèses que les personnes respirent en permanence, et ce, pendant toute leur vie, l'air proche de leur domicile et que tous les polluants ont une pénétration de 100 % à l'intérieur des locaux.
- ingestion : les calculs de transfert dans les végétaux ou dans le lait de vache sont basés sur l'hypothèse que les polluants s'accumulent sur le sol au fil du temps et qu'ils subissent seulement des évolutions due à l'eau (pluie, ruissellement...). Ainsi, certains facteurs comme la dégradation par le soleil ou encore le caractère volatil de certaines molécules ne sont pas pris en compte. Cela provoque une majoration des résultats pour ces molécules.
- ingestion : les calculs sont basés sur des statistiques de consommation qui datent de 1991. Ainsi, la part d'aliments relevant de l'autoconsommation (produits de son propre jardin) doit sans doute être globalement surévaluée.
- ingestion : le calcul des risques est basé sur le fait que la part d'autoconsommation des populations concernées relève du lieu de retombée maximale pendant toute leur vie.
- ingestion : l'exposition par ingestion a été calculée avec l'aide du logiciel CalTox qui constitue pour la majeure partie de son fonctionnement, une boîte noire. De plus, même si certaines valeurs ont été "francisées", il s'agit d'un logiciel californien qui utilise des paramètres d'exposition propres au modèle californien. Cela peut, dans certains cas, majorer ou minorer les résultats.

5 – DISCUSSION DE LA METHODE

5.1 La caractérisation du danger

5.1.1 Choix des émissions canalisées

Le choix d'une ERS des seules émissions canalisées à la cheminée résulte d'un accord entre les partenaires du projet. Prendre en considération cette catégorie de rejet ne suppose en rien que les autres sources d'émission, diffuses ou fugitives, revêtent un caractère négligeable.

De manière plus complète, l'étude d'impact pourrait également s'intéresser aux autres formes les autres formes de nuisances générées par l'activité d'incinération. La réglementation des installations classées mentionne notamment la limitation des bruits issus de l'exploitation du site. La présente évaluation n'a pas pris en compte cet aspect, comme par exemple les effets du bruit des bennes apportant les déchets ou encore les moyens de transport impliqués dans le fonctionnement habituel d'une UIDIS. D'autre part, à ce jour, il n'existe pas d'ERS du trafic routier lié au fonctionnement d'un site de traitement des déchets [RECORD, 2000]. Les perceptions de ces nuisances représentent cependant une source importante de ressenti de la population.

5.1.2 Choix des polluants traceurs

Pour des raisons pratiques, l'étude doit nécessairement faire un choix limité de polluants. Les raisons d'un tel choix sont liées à l'impossibilité de calculer des risques pour tous les éléments présents à l'émission. D'une part, certains polluants sont émis mais non mesurés car non réglementés. D'autres part, tous les polluants émis ne sont pas bien connus sur le plan toxicologique et/ou ne représentent pas le même potentiel nocif.

Les polluants traceurs ont été définis sur la base d'un certain nombre de critères retenus à l'issue de discussions avec les différents partenaires de l'étude, mais également sur la base de critères utilisés conventionnellement en évaluation du risque. Pour rappel, ces critères sont : l'importance relative des émissions, les connaissances sur la nocivité du polluant considéré, la prise en compte d'une diversité des composés toxiques relatifs aux familles chimiques et aux modes d'action. D'après le National Research Council, les particules de poussières, les gaz acides, les métaux ainsi que les composés organiques, sont potentiellement dangereux pour la santé publique [National Research Council, 2000]. Aussi, les polluants traceurs retenus pour cette étude se retrouvent parmi ces quatre grandes familles de composés.

Pour cette évaluation des risques, il était initialement prévu de s'appuyer sur les données d'émissions des incinérateurs français actuellement en fonctionnement. Cette approche aurait notamment permis d'inclure dans le choix des polluants traceurs le critère de l'importance quantitative des émissions de certaines substances. Cependant, ces données n'étant pas accessibles, il a fallu faire reposer le choix sur des données issues de la littérature. Cette lacune est pénalisante et limite la pertinence du choix opéré sur les polluants traceurs. Il apparaît nécessaire que des campagnes de mesures de polluants émis soient conduites par les industriels, dans une autre logique que la seule logique réglementaire afin de mieux connaître les valeurs typiques d'émission d'une gamme de polluants d'intérêts, tels que les métaux, les COV et les HAP. Sur cette base pourra être justifié de manière plus raisonnée le choix des polluants traceurs.

Le processus de sélection des traceurs ne répond donc pas à un critère unique. Les différents critères de sélection sont complémentaires. Afin d'illustrer cette combinaison de critères, le cas des substances organiques est intéressant. Le B[a]P (Benzo-a-pyrène) avait été retenu initialement comme représentant des HAP pour ses effets sanitaires cancérigènes. Cependant, les données issues de la littérature s'appuyant sur des bases américaines n'ont pas permis de le retenir car il n'apparaissait pas dans les données compilées. Afin de choisir des traceurs organiques, une analyse des niveaux d'exposition et de risques a été réalisée sur les données de la littérature. Des ratios ont été calculés entre les flux émis à la cheminée (terme source du niveau d'exposition) et les paramètres

des relations dose-réponse (les VTR) pour un grand nombre de substances organiques. Le tableau 22 montre que le benzène se détache largement parmi les composés cancérigènes volatils, suivi du formaldéhyde et du chloroforme. Le choix s'est arrêté sur le naphthalène, autre HAP, qui est par ailleurs un composé non cancérigène, dans le but d'éviter une redondance entre le profil toxicologique du formaldéhyde (organique volatil cancérigène) et du benzène.

Ces calculs n'ont pas été effectués pour les métaux. Les données d'émission de la littérature, confirmaient une première sélection établie en regard de leurs effets sanitaires et de leur présence dans la liste réglementaire. Toutefois, il serait pertinent de considérer le choix des métaux par un calcul de ratio et/ou "d'index". Les émissions de chrome VI ont été calculées arbitrairement comme représentant 10% de la totalité du chrome émis, valeur située dans la gamme élevée de la littérature [Hallenbeck, 1993].

Une hypothèse majorante a consisté à assimiler l'ensemble des poussières émises à des poussières de diamètre 2,5 µm. Au vu des technologies actuelles d'épuration des fumées, les particules de diamètre plus grand devraient être émises en moins grande quantité que les PM 2,5.

Bilans des ratios et d'un calcul d'index à la concentration de référence pour certains composés organiques, données issues de la littérature (*)		
Composés	Ratio = émission / VTR exprimée en µg/m ³	Index = émission X ERU exprimée en µg/m ³
Benzène	1232,00	3,84E-02
Formaldéhyde	111,50	1,16E-02
Chloroforme	70,35	3,24E-02
Naphtalène	65,00	
Chlorométhane	16,14	
Chlorure de méthylène	5,85	8,25E-04
Tétrachloroéthène	7,43	
Toluène	6,89	
Tétrachlorure de carbone	1,99	1,49E-03
1,1-Dichloroéthène	1,58	
2,4,5-Trichlorophénol	1,44	
1,2-Dichloroéthane	1,19	1,86E-02
p-Dichlorobenzène	0,86	
Bromométhane	0,43	
Hexachlorobenzène		4,12E-03
1,1,1-Trichloroéthane	0,09	
Chlorure de Vinyl	0,14	6,16E-05
1,1,2,2-Tétrachloroéthane	0,04	9,86E-04
1,1,2-Trichloroéthane		5,87E-04

(*) [Dempsey, Oppelt 1993]

Tableau 22 : Bilans des ratios calculés à partir des concentrations à la cheminée de certains composés organiques issues de données bibliographiques

5.1.3 Choix des relations dose-effets

Les VTR sont toutes issues de bases de données scientifiques internationales et représentent celles disponibles au moment de l'étude. Elles sont régulièrement actualisées, et il convient donc de vérifier les données des VTR à chaque nouvelle évaluation des risques.

Toutes les VTR ont été choisies en tenant compte des voies d'exposition concernées dans le scénario générique défini pour l'étude, à savoir les voies d'inhalation et d'ingestion. Elles ont été sélectionnées pour des expositions à long terme. Les bases de données utilisées sont la base des "Minimun Risk Level" (MRL) de l'ATSDR et la base IRIS de l'US-EPA. En fonction des organismes scientifiques, les durées d'exposition peuvent être différentes. Les VTR de l'US-EPA, de type chronique (RfC ou RfD) s'appliquent à compter de sept années d'exposition. A contrario, les "Minimun Risk Level" (MRL) de l'ATSDR s'appliquent à compter d'une année d'exposition. Il aurait été intéressant que toutes les VTR soient issues de la même base de données, afin de conserver une cohérence sur les VTR et la durée d'exposition considérée pour l'exposition chronique. Le recours à deux bases différentes est dû au fait de données non disponibles sur l'une ou l'autre des deux bases.

Le risque de cancer associé aux dioxines est considéré selon deux approches différentes par l'EPA et l'OMS. Pour l'OMS, qui part du mécanisme non génotoxique de la cancérrogénicité de ce composé, le risque s'exprime au-delà d'un seuil, alors que l'US-EPA considère les dioxines comme des substances cancérigènes sans seuil ("cancérogène complet"). L'INERIS conseille dans le cas présent de considérer respectivement les deux approches [INERIS, 2001], ce qui a été réalisé dans cette évaluation. D'une façon générale, le choix des relations doses-effets s'est effectué en sélectionnant, selon le type de relation, la dose de référence la plus faible ou l'excès de risque le plus élevé. Ce choix implique donc, en général, une surestimation du risque. Par exemple, le risque unitaire concernant les dioxines figure, pour la voie orale, dans un document soumis à débat public par l'EPA [US-EPA, 2000] ; il est supérieur à l'ERU par inhalation publié dans la dernière mise à jour de la base IRIS datant de février 2002 [site internet US-EPA, 2002]. Les VTR utilisées pour la famille des dioxines sont celles du 2,3,7,8-TCDD. Les autres congénères sont exprimés sur une échelle commune par conversion au moyen des facteurs d'équivalence toxique (FET, I-TEQ) [INERIS, 2001].

Toutes les VTR n'étaient pas disponibles pour l'ensemble des polluants traceurs. Il a donc été décidé d'utiliser des valeurs d'objectifs de qualité de l'air ; le cas se présente pour les poussières, exprimées en moyenne annuelle applicable aux PM 10 [UE, 1999]. On a procédé de la même manière pour le SO₂ et le plomb [OMS, 2000].

Valeurs toxicologiques de référence (effet seuil)						
Polluants	Voies par inhalation			Voie par ingestion		
	Dose ou concentration de référence (mg/m ³)			Dose ou concentration de référence (mg/kg/j)		
	ATSDR	US-EPA	Autres	ATSDR	US-EPA	Autres
Arsenic				3.10⁻⁴	3.10 ⁻⁴	
Cadmium				2.10 ⁻⁴	1.10⁻³	
Chrome VI		1.10⁻⁴			3.10⁻³	
Mercure	2.10⁻⁴	3.10 ⁻⁴				
Nickel	2.10⁻⁴				2.10⁻²	
Plomb			5.10⁻⁴ (décret 2002-213)			3,57.10⁻³ (jecfa)
Poussières			4.10⁻²			
SO ₂			5.10⁻²			
HCl		2.10⁻²				
Benzène			2.10⁻³			
2,3,7,8 TCDD					1.10⁻⁹	
Naphtalène	0,002 ppm	3.10⁻³			2.10⁻²	

Tableau 23 : Valeurs toxicologiques de référence (VTR) à effet seuil provenant de bases de données différentes et relatives aux polluants traceurs choisis dans cette étude.

Valeurs toxicologiques de référence (effet cancérogène ou sans seuil)						
Polluants	Voies par inhalation			Voie par ingestion		
	Dose ou concentration de référence (mg/m ³)			Dose ou concentration de référence (mg/kg/j)		
	ATSDR	US-EPA	Autres	ATSDR	US-EPA	Autres
Arsenic		4,30			1,5	
Cadmium		1,80				
Chrome VI		1,2.10⁺¹				
Nickel		2,4.10⁺¹				
Poussières			1,1 an (10 mg/m³)⁻¹			
Benzène		7,8.10⁻³				
2,3,7,8 TCDD		3,3.10⁻² (pg/m ³) ⁻¹			5.10⁻⁶	

Tableau 24 : Valeurs toxicologiques de référence (VTR) à effet cancérogène ou sans seuil provenant de bases de données différentes et relatives aux polluants traceurs choisis dans cette étude.

Les deux tableaux précédents présentent les VTR disponibles sur les différentes bases de données. Les VTR retenues apparaissent en caractère gras.

5.2 La définition du scénario d'exposition

5.2.1 Généralités

Le choix de construire un scénario générique répond à l'objectif prioritaire de l'étude, à savoir l'élaboration d'une méthodologie pour l'évaluation des risques sanitaires liés aux UIDIS. Cependant, il a été jugé intéressant de paramétrer ce scénario générique en se basant sur les données réelles de deux sites afin de s'approcher au mieux de la réalité.

Deux principales voies d'exposition ont été prises en considération : la voie respiratoire au travers de l'inhalation directe d'air et la voie par ingestion, à savoir l'ingestion directe de poussières déposées sur le sol et l'exposition indirecte par la consommation de produits contaminés.

La pollution des eaux superficielles avait été envisagée, notamment pour la prise en compte d'une contamination par les poissons. Ce mode de pollution du milieu des eaux superficielles n'est pas à exclure a priori ; ce point sera discuté plus loin (paragraphe 5.3.2.1). Les voies d'exposition d'absorption cutanée de poussières de sol contaminées ou d'absorption de polluant sous forme gazeuse n'ont pas été prises en compte, car jugées négligeables. Toutefois, une prise en compte de la voie cutanée n'est pas non plus à exclure a priori et son exclusion doit être justifiée au cas par cas. L'évaluateur pourra aussi être confronté à l'absence de VTR ou à la difficulté d'extrapoler à une voie non prévue des VTR construites par inhalation ou ingestion.

5.2.2 L'estimation des émissions

Ce travail n'a pas pu s'appuyer sur des données d'émission provenant des unités actuellement en fonctionnement en France. Cette lacune traduit en premier lieu le caractère global de certains des indicateurs de la surveillance des émissions, constituant des agrégats incompatibles avec un point de vue sanitaire. Trois niveaux d'émissions ont été modélisés : une valeur seuil, une valeur basse et une valeur haute. Pour les polluants faisant l'objet d'une teneur limite réglementaire individuelle, cette valeur limite d'émission (VLE) a été choisie comme valeur seuil.

Dans le souci de s'approcher au mieux de données réelles, une recherche a été conduite au travers des sites internet des DRIRE. Malheureusement, seules des données très éparpillées (deux à trois) sont accessibles publiquement en ligne, sans précision de dates et ne concernant qu'un seul site au sein d'une région. L'ADEME a été interrogée pour obtenir des informations par le biais de la taxe TGAP, ce qui n'a pas non plus permis d'obtenir des données pertinentes, en raison d'un mode d'indexation inadéquat des établissements, du point de vue de ce travail. Le CITEPA a également été sollicité, car il avait produit une estimation des flux nationaux annuels totaux d'émission pour certaines substances, pour l'ensemble des UIDIS [CITEPA, 2001]. Connaissant les flux de déchets incinérés par chaque UIDIS, ces données auraient pu permettre d'estimer leur contribution, sous réserve du caractère homogène des facteurs d'émission. Cependant, les ratios obtenus n'ont pu être pris en considération. En effet, en raison d'un nombre de sites parfois très faible et variable, dans les données du CITEPA, les incertitudes de cette interpolation auraient été très grandes. Devant ces incertitudes, les différentes recherches de valeurs d'émission françaises, qui ont pris beaucoup de temps, devenaient infructueuses.

La décision finale a donc été de prendre en considération les données de la littérature issues de bases de données américaines (US EPA), compilant les données d'émissions de 23 incinérateurs collectifs de déchets dangereux ; cette source principale de données a pu être complétée par quelques valeurs provenant d'incinérateurs français. Les valeurs d'émission basses et hautes ont été déterminées par ces deux sources d'informations combinées. La qualité et la représentativité de telles données peuvent être discutées : les quelques analyses provenant des incinérateurs français sont très basses et ne reflètent certainement pas d'éventuels pics d'émissions. Il faut également faire l'hypothèse que les technologies utilisées aux Etats-Unis, à l'époque où les teneurs d'émissions ont été analysées (milieu des années 90), sont comparables à celles mises en œuvre dans le parc des

incinérateurs français. Ainsi, en cas de meilleure performance des UIDIS françaises, cette source de données pourrait surestimer les émissions ; cela est probablement le cas pour les valeurs hautes de plusieurs polluants choisis pour cette étude.

Une seconde hypothèse, nécessaire à cette extrapolation, est que les flux de polluants sont constants au cours du temps. La réalité révèle toutefois une forte variabilité des déchets entrants, ainsi qu'une tendance à l'amélioration des technologies d'épuration des fumées à la cheminée [SFSP, 1999]. Cette hypothèse forte de flux constant entraîne une probable surestimation des émissions, excluant tous les arrêts de l'exploitation [Roberts, 1999]. Mais inversement, ces arrêts peuvent aussi être à l'origine d'émissions importantes au redémarrage. Les mesures en continu restent peu répandues car non obligatoires. La grande dispersion des émissions des UIDIS américaines pourrait être en partie expliquée par l'hétérogénéité de la composition des déchets ou par les conditions de combustion ou de traitement des fumées.

Une troisième hypothèse est d'admettre que les conditions des prélèvements pour cette surveillance des émissions sont comparables. Or il est évident qu'il existe des variations des méthodes d'échantillonnage ; par exemple les masses d'air prélevées, les paramétrages et les techniques analytiques des services responsables des contrôles ne peuvent pas être en tous points identiques. Cette hypothèse de comparabilité des techniques de prélèvement peut sous-estimer certains niveaux d'émissions en cas d'une sensibilité plus faible de certains appareils de mesure et inversement.

Du fait de l'évolution réglementaire et technologique et de modifications dans la composition des déchets industriels, les tendances au long cours s'orientent vers la réduction des émissions. Il en résulte que la caractérisation des risques futurs établie sur 70 ans peut être surestimée ; l'inverse est sans doute vrai pour le passé. L'évaluation des risques effectuée dans cette étude doit donc être considérée en tenant compte de ces nombreuses incertitudes.

5.2.3 La dispersion des polluants – Comparaison et limites des modèles

L'évaluation des expositions peut faire appel à deux grands types d'approches complémentaires, la météorologie et/ou la modélisation. La météorologie présente de nombreuses limites et implique des coûts conséquents [INERIS, 2001]. La modélisation a donc été retenue pour cette étude. Deux modèles 2D ont été utilisés pour la dispersion atmosphérique : le modèle Pol'ER et le modèle ARIA Impact. Seuls les résultats de ce dernier modèle ont été utilisés pour caractériser les risques. Les deux logiciels utilisent des modèles gaussiens qui comportent des limites de validité. COTRAM, code de calcul de la dispersion aérienne utilisée par Pol'ER, est adapté aux gaz peu ou pas réactifs (gaz passifs) et aux particules fines (<5 microns). Il ne prend absolument pas en compte le relief. Le logiciel ARIA Impact tient compte de la topographie pour le panache, et reconstitue l'écoulement du vent en trois dimensions pour les vents faibles inférieurs à 1 m/s. Aussi il est admis que la modélisation d'ARIA Impact tend à surestimer fortement les dépôts sur les reliefs. ARIA Impact distingue deux types de polluants, les effluents gazeux passifs et les poussières dont la vitesse de déposition est paramétrée. Au-delà de 5 µm, les particules sont considérées par le logiciel comme ayant un comportement particulaire qui varie avec la taille des particules jusqu'à 200 µm ; en-dessous de 5 µm, le comportement des particules est assimilé à un comportement gazeux.

Un calcul de la surhauteur du panache est possible pour les deux logiciels. Le point de départ des trajectoires est le sommet de la cheminée ; or puisque les rejets sont chauds ou que la vitesse d'éjection des fumées est importante, on doit prendre en compte une surélévation du panache. Pour le logiciel ARIA Impact, c'est le modèle lui-même qui calcule la surhauteur du panache pour chaque échéance du fichier météo (à chaque nouvelle vitesse de vent). Ainsi, les calculs ne tiennent pas compte d'une seule valeur de surhauteur. Pour les calculs de dispersion effectués par COTRAM, il n'a pas été tenu compte du calcul de cette surhauteur. Cette hypothèse est pénalisante en terme de concentration au sol.

L'intérêt d'ARIA Impact est de pouvoir prendre en compte de nombreux paramètres et de façon simplifiée, l'influence du relief. Le modèle majore les résultats en cas d'atmosphère stable sur les reliefs. Son utilisation n'est pas recommandée en cas de fort relief. Les calculs de Pol'ER sont plus simples. On observe que pour l'ensemble des polluants traceurs, les résultats des calculs d'immissions diffèrent d'un facteur variant de 0,7 à 20 en fonction des directions de concentrations.

Dans la direction de 20°, les valeurs obtenues par Pol'ER sont bien supérieures à celles obtenues par ARIA Impact (facteur de 6 à 20) à moins de 1500 m de l'émission ; au-delà, les différences s'estompent.

Il convient de souligner que les résultats des modèles de dispersion vont être utilisés pour calculer les transferts des polluants vers l'homme et qu'ils vont donc conditionner directement les valeurs du risque. Il s'agit du premier maillon d'une étude de risques sanitaires pour lequel il existe encore de nombreuses incertitudes qu'il conviendrait de clarifier.

5.2.4 Les données météorologiques

Les données météorologiques proviennent des stations de Météo France et s'appuient sur la réalité météorologique des deux sites. Une chronique de 5 années concernant ces données permet de considérer une représentation réaliste du comportement climatique de la région considérée, donc une certaine validité dans les résultats des émissions. Par contre, les hypothèses de calcul d'ARIA Impact (turbulence homogène dans les basses couches, considération que la mesure du site est représentative de l'ensemble du domaine de calcul, densité des polluants voisine de l'air, composante verticale du vent négligeable devant la composante horizontale, le régime permanent instantanément atteint) demeurent majorantes. Ainsi, les niveaux de dépôt peuvent être surestimés du fait d'une rose des vents et d'une topographie "marquées" impliquant des concentrations plus importantes pour les zones de relief.

5.3 L'estimation des expositions

5.3.1 Estimation de l'exposition par inhalation

Diverses hypothèses ont été posées afin de conduire cette évaluation des risques. Certaines ont déjà été précisées antérieurement. L'élaboration du scénario générique se voulait de travailler sur des données sans identification de sites. Pour le reste des paramètres d'entrées, les données ont été issues de données françaises.

Le choix délibéré a été de placer les trois zones de manière à ce qu'elles soient situées sur les axes de concentrations maximales, en vue de fournir des estimations pénalisantes. Les résultats des immissions sont donc surestimés. Les risques sont calculés en posant les hypothèses que les personnes respirent en permanence l'air proche de leur domicile et que tous les polluants ont une pénétration de 100% à l'intérieur des locaux. Ces hypothèses majorent les résultats. Une incertitude demeure, puisqu'il est supposé que la dose inhalée est constante. Cette hypothèse d'une stabilité dans la dose inhalée suppose qu'il n'y ait pas de variation du type d'activité des individus. Une augmentation de l'activité physique entraîne une augmentation de la dose inhalée. En situation réelle d'évaluation des risques, cette incertitude peut être en partie réduite par la prise en compte des budgets espace temps et par une connaissance du type d'activité des populations avoisinantes, ce qui ne paraît pas justifié pour des estimations d'exposition sur de longues durées. Par contre, l'incertitude liée à la pénétration des polluants dans les locaux est difficilement évaluable pour chaque polluant et varie en fonction des locaux.

5.3.2 Estimation de l'exposition par ingestion

5.3.2.1 Incertitudes et choix des variables

L'évaluation par ingestion demeure étroitement liée à différentes sources de variabilités (variabilité spatiale, temporelle et inter-individuelle) [INERIS, 2001].

- Valeurs physiologiques :

Il existe des variations physiologiques entre les individus, réduites par le recours à des valeurs moyennes issues de la littérature. Le poids corporel pour les adultes correspond à une donnée française pour l'année 2000. Ce poids correspond à une moyenne pour un adulte français âgé de plus de 20 ans. La valeur de 72 kg semble être surestimée pour le sexe féminin. Cependant, la caractérisation des risques est faite sur l'ensemble de la population. Le poids choisi pour la tranche d'âge [3-5 ans], résulte de données anglaises. Il est bien sûr préférable d'utiliser des données récentes françaises, afin de diminuer des incertitudes quant à une éventuelle sur ou sous-estimation de ces valeurs par des poids respectivement sous-évalués ou surévalués. Les surfaces corporelles des adultes sont également issues d'une étude anglaise.

- Données de consommations alimentaires :

Les données de consommations alimentaires sont issues de la dernière grande enquête alimentaire réalisée par l'AFSSA [site internet AFSSA, enquête INCA, 1999 ; Bertrand, 1993]. Des regroupements de catégories d'aliments de l'enquête INCA ont été effectués afin d'obtenir ces consommations en catégories d'aliments homogènes avec celles requises par CalTox. Afin de conserver l'intégralité des consommations alimentaires pour chaque individu, ces regroupements ont nécessité d'intégrer certains aliments n'appartenant pas forcément aux catégories de CalTox. Par exemple, les pizzas, quiches, tartes salées et plats composés ont été intégrés à la catégorie "produits céréaliers". Ce regroupement est discutable et pourrait être intégré dans la catégorie "viandes". De même, les consommations de soupes sont affectées à la catégorie "liquides". Ce choix peut-être pénalisant, si les soupes, considérées dans l'enquête, sont composées à 80% de légumes ou encore si elles sont uniquement composées de produits céréaliers (pâtes). Pour évaluer la part d'autoconsommation ingérée, la seule enquête alimentaire disponible à ce jour est maintenant ancienne (1991). De même, les regroupements effectués ainsi que certaines incohérences demeurent inévitables. Ces hypothèses entraînent donc une surestimation de la contamination par les polluants plus importante dans certaines catégories, du fait que ces catégories se voient augmentées de contributions "parasites".

L'hypothèse générale posée pour l'exposition par ingestion comporte des limites. Elle ne prend pas en considération la contamination en polluants des aliments importés ou provenant du bassin national français. Cependant, la prise en compte d'une éventuelle contamination provenant du bassin national reste également difficilement évaluable. De toute façon, on rappellera que l'objectif premier, ici, est d'estimer des risques attribuables à un site particulier.

L'estimation des contaminations des aliments végétaux est incertaine car les bioconcentrations des polluants diffèrent largement en fonction des aliments. Pour exemple, dans la catégorie fruits et légumes, les plantes racinaires ont des comportements différents des légumes aériens ; la même remarque est valable pour les fruits en fonction de leur enveloppe externe.

- Surfaces potagères :

Le doublement des surfaces potagères pour le hameau résulte des différentes hypothèses posées pour la zone rurale ; ce choix a un caractère quelque peu arbitraire.

- Exploitation de vaches laitières :

La prise en compte d'une exploitation laitière a nécessité également des données concernant sa surface moyenne. Le calcul a été réalisé de manière inverse, en essayant d'évaluer à partir d'une autoconsommation de lait les quantités nécessaires à l'approvisionnement d'une zone urbaine et d'un hameau. L'intérêt de ce scénario réside dans le fait que le modèle utilisé pour cette voie d'exposition permet d'estimer l'apport en dioxines par le lait. Mais la surface calculée, bien que basée sur des données françaises réelles, reste très discutable.

- Population sensible

Seuls les enfants ont été considérés comme population sensible. Un groupe particulier de personnes pratiquant une activité de pêche a aussi été quantifié. Cependant, un tel scénario ne permettait pas d'évaluer une possible surconsommation de quantités de poissons, du fait que les quantités pêchées et autoconsommées restent inconnues. La contamination des polluants via les poissons n'est pas à exclure d'une prochaine évaluation des risques si la zone concernée par l'exposition se situe près d'une activité de pêche en eau douce. On retiendra que l'utilisation du modèle CalTox pour cette voie d'exposition n'est pas recommandée si la zone recouverte par les eaux excède 10% du territoire d'étude.

5.3.2.2 Utilisation du logiciel de modélisation CalTox

CalTox est destiné à être utilisé dans le cas d'une contamination primaire du sol suivie d'un transfert de cette pollution vers les autres milieux. Dans le cadre de cette étude, ce modèle a servi à considérer une pollution d'origine aérienne contaminant le sol, puis se transférant aux végétaux et animaux. Ce mode d'utilisation est possible si l'on émet l'hypothèse qu'il n'existe pas de revoatilisation des polluants après dépôt au sol, ce qui est acceptable pour les polluants particulaires peu volatils ; c'est la raison pour laquelle CalTox ne doit pas être utilisé pour les polluants volatils (surtout le mercure et dans une moindre mesure, le cadmium). La modélisation atmosphérique a permis d'obtenir des dépôts surfaciques constituant le terme d'entrée du logiciel.

Toutefois, malgré certaines adaptations dans l'objectif d'en "franciser" les valeurs par défaut, ce logiciel reste américain et ne peut refléter entièrement une situation française. Les calculs de doses ingérées reposent en effet sur des modules de programmation interne difficiles d'accès qui prennent en compte des paramètres d'exposition propres au modèle californien. Pour exemple, les contaminations dues aux dioxines en France se répartissent approximativement en un tiers à partir du lait, un tiers du poisson et un tiers de la viande [CSHPP, 2000]. Les résultats donnés par la modélisation CalTox montrent en revanche qu'environ deux tiers seraient issus de la consommation par la viande.

Pour une utilisation de CalTox concernant une contamination par les poissons via les cours d'eau, seule une étude approfondie de terrain peut-être envisagée. Les données nécessaires pour cette estimation sont la profondeur de la nappe, la nature du sous-sol, le volume de la nappe et son flux. Cependant, le logiciel montre ses limites en cas d'émissions importantes et de ressources en eaux fragiles.

En dépit de toutes les limites évoquées concernant les approches retenues, il convient de rappeler que les estimations des expositions et du risque découlant de ce travail s'inscrivent dans la continuité des travaux réalisés pour l'incinération des déchets ménagers [SFSP, 1999]. Par ailleurs, de nombreuses incertitudes peuvent être rectifiées en situation réelle par la conduite d'études in situ pour valider les modélisations.

6 – CONCLUSIONS ET RECOMMANDATIONS

6.1 Conclusions

Pour les deux types de rose des vents testées, tous les ratios de dangers par inhalation et par ingestion sont inférieurs à 1 ; les valeurs les plus élevées correspondent au plomb ingéré et au HCl inhalé pour des valeurs hautes d'émission (ces valeurs hautes ayant été certainement surévaluées, notamment pour HCl). Les excès de risques sont tous inférieurs à 10^{-5} , sauf pour les dioxines qui montrent des risques de cancer, sur la vie entière, de l'ordre de 10^{-3} par ingestion et de 10^{-4} par inhalation en situation défavorable (notamment valeurs hautes d'émission) avec des ratios de dangers non négligeables. Ces résultats montrent qu'une installation respectant les valeurs limites d'émission de la réglementation européenne n'induit pas de risque excessif, une fois prises en compte les principales voies d'exposition que sont l'inhalation et l'ingestion d'aliments cultivés au voisinage ; en revanche, des valeurs élevées d'émission peuvent entraîner des niveaux de risque inacceptables.

6.2 Recommandations

Cette étude a été réalisée dans le but d'améliorer la qualité des volets sanitaires des études d'impacts de l'activité d'incinération des DIS par la prise en compte d'indicateurs pertinents. Cette étude devrait permettre d'aider les industriels dans la définition du cahier des charges des études d'impact et l'interprétation de leurs résultats ; elle devrait aussi leur permettre d'argumenter devant les instances décisionnelles. La méthode utilisée se devait d'être simple, reproductible en terme de mise en œuvre et fiable. Les évaluations des risques qui devront être réalisées dans le futur pour les UIDIS devront respecter en tout état de cause les principes de base de l'ERS et avant tout, réunir les éléments de connaissances disponibles en mettant en lumière les incertitudes. Il s'agit d'un outil d'analyse pour la gestion du risque.

Cette démarche se doit de respecter trois grands principes contenus dans le code de l'environnement, à savoir la prudence scientifique, la proportionnalité et la spécificité. Le premier principe tient au fait de laisser la possibilité, en cas d'absence de données, à un recours à des hypothèses majorantes mais cependant réalistes. Le deuxième principe doit répondre à la nécessité d'une cohérence entre l'amplitude de l'étude, l'importance de la pollution observée ou attendue et l'impact sanitaire prévisible. Le dernier volet auquel doivent s'attacher les ERS, est celui de la spécificité du site étudié et donc le besoin de la prise en compte de l'installation dans son environnement propre. L'ERS doit permettre de répondre aux risques actuels et futurs prévisibles de l'installation. Lorsque les données sont disponibles, l'étude doit s'appuyer sur ces situations réelles et le contexte dans lequel elles sont installées. Cette approche permet de renforcer la transparence aux différentes étapes et de clarifier les choix faits en cas d'incertitudes ou de données manquantes. Ces choix se doivent d'être explicites et cohérents afin de permettre une lisibilité dans l'enchaînement de la démarche. Les résultats des études d'impacts sont donc, au total, fortement dépendants du déroulement du savoir scientifique et des diverses orientations choisies. Ainsi, la pertinence, la crédibilité et la validité de l'évaluation seront d'autant plus fortes que toutes les hypothèses régissant les modélisations et calculs auront été clairement explicitées.

Si toutes les données facilement accessibles doivent être utilisées pour l'étude, certaines données plus difficiles à recueillir peuvent, en le justifiant, être mises de côté, au moins dans un premier temps, en vertu du principe de proportionnalité. Toutefois, il est important d'étudier l'environnement du site. Cela concerne les données topographiques et les activités en place autour du site, que ce soit pour les loisirs (pour exemple situation d'un complexe sportif au voisinage de l'installation) ou les activités professionnelles. C'est, par exemple, le cas de pratiques agricoles ou l'implantation d'établissements accueillant des populations fragiles, tels des centres de soins, situés fréquemment en périphérie des villes. Les données liées au positionnement d'axes routiers ne sont pas à exclure. Ces diverses données peuvent être recueillies auprès d'organismes spécialisés tels que les DRAF, DDAF, DRASS, DDASS, DDE...

Certaines données peuvent aussi s'avérer nécessaires dans certaines situations particulières qui n'ont pu toutes être appréhendées dans ce travail à vocation générale et générique. Ainsi, n'ont pas été intégrées dans cette démarche les données hydrographiques, qui ne sont pas à exclure systématiquement des démarches futures, si les voies d'exposition via les activités de loisirs nautiques ou l'élevage de poisson sont pertinentes. Autre exemple, les données d'autoconsommation de l'INSEE sont maintenant anciennes et une adaptation aux sites étudiés pourrait être utile. Ces exemples ne sont pas exhaustifs et doivent être adaptés à chaque situation. Loin de suggérer un caractère répétitif de ces évaluations du risque sanitaire, le travail réalisé propose au contraire une approche souple, dans un cadre général qui en assure la cohérence, afin de tenir compte de situations d'exposition particulières.

Des recommandations sont synthétisées ci-dessous pour aider à l'élaboration de ces études. Classiquement, la démarche suivie fait appel aux quatre phases conventionnelles de l'ERS.

- Première étape : Choix de polluants traceurs pertinents

Les principaux paramètres du choix des traceurs sont rappelés ci-après :

- L'existence de valeurs limites d'émission atmosphérique.
- L'importance quantitative des émissions ; ce critère permet de sélectionner une substance présente à une plus forte concentration à l'intérieur d'une même famille chimique présentant un profil toxicologique homogène. En revanche, il ne permet pas de hiérarchiser des substances de familles chimiques différentes³ et/ou ayant des profils toxicologiques différents, sauf à relativiser les immissions par rapport à des valeurs toxicologiques de référence et/ou des valeurs limites d'émission.
- La connaissance des effets sanitaires ; ce critère conduit à prendre en compte des polluants à effet sans seuil (notamment des substances cancérigènes) d'une part, et d'autre part des polluants à effet dit systémique "à seuil" afin de couvrir une gamme d'effets divers.
- Une large gamme de polluants organiques et minéraux, dans le but de prendre en compte une diversité de profils toxicologiques.
- L'existence de valeurs toxicologiques de références (VTR) ; ce critère limite le choix aux polluants possédant des paramètres de danger sous forme d'excès de risques unitaires ou de valeurs seuil. Il est guidé par le souci de pouvoir poursuivre l'étude d'impact jusqu'à l'évaluation quantitative des risques. Il n'est pas recommandé de produire "des pseudo-VTR" lorsque de telles valeurs n'ont pas été proposées par des organismes nationaux ou internationaux faisant autorité, au risque d'ouvrir la voie à des contestations. De nombreux polluants sont donc exclus du fait de ce critère de sélection qui a pour conséquence qu'une ERS ne peut prétendre apprécier complètement les risques associés à une installation.
- Une diversité des voies de contact, inhalation et/ou ingestion après une diffusion dans les différents milieux.
- Enfin, on choisira le polluant, dans une même famille, dont le produit "émission multipliée par le risque unitaire" est le plus grand ou dont le ratio à la concentration (ou dose) de référence est le plus élevé.

- Deuxième étape : Données complémentaires à recueillir

Pour les évaluations liées aux émissions canalisées à la cheminée, un recueil d'informations purement techniques est à prévoir, comportant notamment les éléments suivants :

- Etude des processus spécifiques du site (installations, matières mises en jeu, entrées et sorties du système...) ; identifications des familles de polluants (ou de polluants particuliers) susceptibles d'être présents dans les émissions.

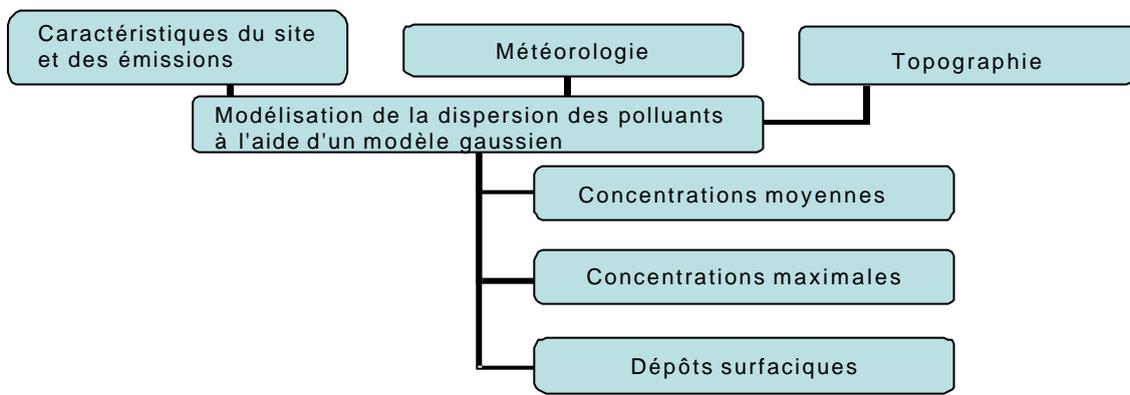
³ A titre d'exemple, cela n'a pas de sens de classer selon les émissions quantitative, les poussières (en g/m³) par rapport aux dioxines généralement mesurées en ng/m³.

- Collecte et synthèse des données disponibles : mesures en continu ou en discontinu ; mesures ponctuelles ; identification de valeurs manquantes.

- Si les étapes précédentes se révèlent être insuffisantes, des mesures complémentaires à l'émission seront à prévoir. Ces mesures concernent les polluants pour lesquels manquent des données. Dans le cas des UIDIS, elles concernent principalement des données d'émissions sur certains métaux, certains COV (notamment le benzène), les HAP (B[a]P) et sur les particules fines (PM 2,5).

- Détermination du nombre et des caractéristiques des personnes exposées et inventaire des voies d'exposition.

• **Troisième étape** : Etude de la dispersion aérienne des polluants, des transferts dans les différents médias et évaluation des expositions



• **Quatrième étape** : Caractérisation des expositions et des risques

La caractérisation des expositions et des risques permet de synthétiser toutes les informations recueillies en amont et d'établir des risques pour deux types de substances :

- Substances à effet dit sans seuil : résultats en terme d'excès de risque individuel moyen pour une certaine durée d'exposition (souvent "vie entière").
- Substances à effet dit à seuil : résultats en terme de distribution des ratios de danger au sein de la population.

Par ailleurs, une comparaison entre les estimations des concentrations dans les différents milieux et les valeurs réglementaires ou objectifs de qualité de l'air correspondants peut s'avérer utile (notamment par rapport aux normes de qualité de l'air).

Cette "check list" fournit aux industriels et à leurs bureaux d'étude des repères pour concevoir et argumenter des études d'impact sanitaire de nature à répondre aux exigences de plus en plus précises des autorités de contrôle et de surveillance.

7 – LISTE DES ABRÉVIATIONS UTILISÉES

ADEME	Agence de l'Environnement et de la Maîtrise de l'Energie
AFSSA	Agence Française de Sécurité Sanitaire des Aliments
ATSDR	Agency for Toxic Substances and Disease Registry
B[a]P	Benzo(a)pyrène
CAA	Concentrations Admissibles dans l'Air
CITEPA	Centre Interprofessionnel Technique d'Etudes de la Pollution Atmosphérique
COV	Composés Organiques Volatils
CREDOC	Centre de Recherche et de Documentation sur les Consommations
CSP	Conseil Supérieur de la Pêche
DDAF	Direction Départementale de l'Agriculture et de la Forêt
DGS	Direction Générale de la Santé
DHT	Dose Hebdomadaire Tolérable
DJA	Dose Journalière Admissible, Acceptable ou Tolérable
DRAF	Direction Régionale de l'Agriculture et de la Forêt
ERS	Evaluation du Risque Sanitaire
DRIRE	Direction Régionale de l'Industrie, de la Recherche et de l'Environnement
ERU	Excès de Risque Unitaire
HAP	Hydrocarbures Aromatiques Polycycliques
ICPE	Installations Classées Protection de l'Environnement
INCA	Enquête individuelle et nationale sur les consommations alimentaires
INERIS	Institut National de l'Environnement Industriel et des Risques
INSEE	Institut National de la Statistique et des Etudes Economiques
INSERM	Institut National de la Santé et de la Recherche Médicale
InVS	Institut de Veille Sanitaire
IPSN	Institut de Protection et de Sûreté Nucléaire
IRIS	Integrated Risk Information System, bases de données toxicologiques de l'EPA
I-TEQ	International Toxic Equivalent
MRL	Minimal Risk Level
NRC	National Research Council (Académie des Sciences des États-unis)
OMS	Organisation Mondiale de la Santé
SFSP	Société Française de Santé Publique
PCB	Polychlorobiphényles
PM 2,5	Particulate Matter : <2,5µm
Rfd	"Reference dose"
Rdg	Ratio de danger
UE	Union Européenne
UIDIS	Usine d'Incinération de Déchets Industriels Spéciaux
US-EPA	United States - Environmental Protection Agency
VTR	Valeur Toxicologique de Référence

8 – BIBLIOGRAPHIE

Abad E., Caixach J., Rivera J. : PCDD/DF from emission sources and ambient air in Northeast Spain. *Chemosphere*, 1997, 35(3), p.453-463.

AfSSA INCA : <http://www.afssa.fr/ftp/basedoc/Inca-résumé.pdf>
<http://www.afssa.fr/ftp/basedoc/Rapinca.pdf>

Alcock R. E., Gemmill R., Jones K. C. : Improvements to the UK PCDD/F and PCB atmospheric emission inventory following an emissions measurement programme. *Chemosphere*, 1999, 38(4), p.759-770.

ARIA : Etude de dispersion atmosphérique des polluants émis par une usine d'incinération de Déchets Industriels Spéciaux. Rapport ARIA/2002.051, 2002, 88 p.

ATSDR : <http://www.atsdr.cdc.gov/mrls.html>

ATSDR : Public Health Reviews of Hazardous Waste Thermal Treatment Technologies. A Guidance Manual for Public Health Assessors, 2001.

Balducci F. : Pol'ER, Programme d'Evaluation du Risque Sanitaire, Volet Sanitaire des Etudes d'Impact (Cas d'une pollution atmosphérique chronique), Module d'analyse, Guide de l'utilisateur, 2002.

Barberone F., Bovenzi M., Cavallieri F., Stanta G. : Air Pollution and lung cancer in Trieste, Italy. *Am J Epidemiol*, 1995, 41(12), p.1161-169.

Bertrand M. : Consommation et lieux d'achats des produits alimentaires en 1991. INSEE, Résultats, serie consommation - Modes de vie n°54, septembre 1993.

Biggeri A., Barberone F., Iagazio C., Bovenzi M., Stanta G. : Air pollution and lung cancer in Trieste, Italy: Spatial analysis of risk as a function of distance from sources. *Environ Health Perspect*, 1996, 104(7), p.750-754.

Brunekreef B. : Air pollution and life expectancy : is there an association? *Occup Environ Med*, 1997, 54, p.781-784.

CalTox : Second version. CalTox23.exe, http://www.dtsc.ca.gov/ScienceTechnology_dwn.html (octobre 2001).

CAREPS (Centre Rhône-Alpes d'Epidémiologie et de Prévention Sanitaire) : Etude sur les dioxines et les furanes dans le lait maternel en France. 2000.

CITEPA : www.citepa.org (Inventaire des émissions dans l'air en France "source CITEPA/CORALIE format SECTEN - juillet 2001")

Covello V.T., Merkhofer M.W. : Risk assessment methods. Approchs for assessing health and environmental risks. Plenum Press, 1993, New-York.

CSHPF (Conseil Supérieur d'Hygiène Publique de France) Section Alimentation et Nutrition : Dioxines, données de contamination et d'exposition de la population française, Juin 2000.

Dempsey C.R., Oppelt E.T. : Incineration of hazardous waste : A critical review update. *Air&Waste*, 1993, 43, p.25-72.

Dockery D.W., Pope C.A., Xu X. : An association between air pollution and mortality in six US cities. *New Eng J Med*, 1993, 329, p.1753-1759.

Etude RE.CO.R.D. n° 01-0658/1A - Réseau Santé Déchets (RSD)

Elliott P. et al : Incidence of cancers of the larynx and lung near incinerators of waste solvents and oils in Great Britain. *Lancet*, 1992, 339, p.854-858.

ExxonMobil Biomedical Sciences, Inc. Exposure Factors Sourcebook for European Populations, with Focus on UK Data, May 2000.

Gatrell A.C, Lovett A.A. : Burning questions : incineration of wastes and implications for human health. In : Clark M., Smith D., Blowers A. eds. Waste location : Spatial aspects of waste management, hazards and disposal. Routledge, Chapman and Hall, Inc, 1992, New York, p.143-57.

Hallenbeck W, Breen S, Brenniman G. : Cancer risk assessment for the inhalation of metals from municipals solid waste incinerators impacting Chicago. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.*, 1983, 51, p.165-170.

Hasselriis F., Wood R. : Evaluation of the potential for health effects due to short-term emissions of metals from incinerators. *Environmental Engineering Science*, 1998, 15(2), p.149-156.

Haut Comité de la Santé Publique (HCSP), Ministère de l'Emploi et de la Solidarité : Politiques publiques, pollution atmosphérique et santé. Poursuivre la réduction des risques. ENSP Rennes, 2000.

Hofelt C.S., Honeycutt M., McCoy J. T., Haws L.C. Development of a metabolism factor aromatic hydrocarbons for use in multipathway risk assessments of hazardous waste combustion facilities. *Regulatory Toxicology and Pharmacology*, 2001, 33, p.60-65.

Hu S-W., Hazucha M., Shy C.M. Waste incineration and pulmonary function : an epidemiologic study of six communities. *Air and Waste Manage. Assoc.*, 2001, 51, p.1185-1194.

INERIS (Institut National de l'Environnement Industriel et des Risques) : Guide méthodologique. Evaluation des Risques Sanitaires liés aux substances chimiques dans l'Étude d'Impact des Installations Classées pour la Protection de l'Environnement. INERIS, Version Projet 3.0, Direction des Risques Chroniques, Novembre 2001.

INERIS (Institut National de l'Environnement Industriel et des Risques) : Les modèles multimédia pour l'évaluation des expositions liées aux émissions atmosphériques des installations classées. Rapport final, 23 janvier 2002. <http://www.ineris.fr/recherches/multi/multi.pdf> (décembre 2002).

INERIS : <http://www.ineris.fr/recherches/fiches/fiches1.htm>.

INSEE : http://www.insee.fr/fr/ffc/pop_legale/dep.asp

INSERM (Institut national de la santé et de la recherche médicale) : Expertise collective, Dioxines dans l'environnement, Quels risques pour la santé ? Les éditions INSERM, 2000, Paris.

Kim Y., Yang S.H., Kim M., Shin D.C. : PCDD and PCDF exposures in workers and controls living near an industrial waste incinerator. *Chemosphere*, 2001,43(4-7), p.985-987

Kurttio P., Perkanen J., Alfthan G., Paunio M., Jaakkola J. J., Heinonen O. P. : Increased mercury in inhabitants living in the vicinity of a hazardous waste incinerator : a 10-year follow-up. *Archives of environmental health*, 1998, 53(2), p.129-137.

Lloyd O.L., Lloyd M.M., William F.L.R., Lawson A. : Twinning inhuman populations and in cattle exposed to air pollution from incinerators. *Br J Ind Me*, 1988, 45, p.556-560.

Lovett A.A., Forall C.D., Creaser C.S., Chewe D. : PCB and PCDD/DF concentrations in egg and poultry meat samples from known urban and rural locations in Wales and England. *Chemosphere*, 1998, 37(9-12), p.1671-1685.

Lovett A. A., Foxall C.D., Creaser C.S., Chewe D. : PCB and PCDD/DF congeners in locally grown fruit and vegetable samples in Wales and England. *Chemosphere*, 1997, 34(5-7), p.1421-1436.

Etude R.E.CO.R.D. n° 01-0658/1A - Réseau Santé Déchets (RSD)

Ministère de l'Agriculture et de la Pêche : Statistique agricole annuelle, Résultats 2000. Agreste, 2002, 138, p.22-23.

Ministère de l'Agriculture et de la Pêche : Lait et produits laitiers en 2000. Agreste, 2001, 103, p.3-19.

NRC (National Research Council) : Waste incineration & public health. Nat Acad Press, Washington, D.C., 2000.

Oh J-E., Lee K-T., Lee J-W., Chang Y-S. : The evaluation of PCDD/Fs from various Korean incinerators. Chemosphere, 1999, 38(9), p.2097-2108.

Oppelt E.T. : Air emissions from the incineration of hazardous waste. Toxicology and Industrial Health, 1990, 6(5), p.23-51.

OMS (Organisation Mondiale de la Santé) : Air Quality Guidelines for Europe Second Edition, 2000. Geneva.

Osius N., Karmaus W., Kruse H., Witten J. : Exposure to polychlorinated biphenyls and levels of thyroid hormones in children. Environ. Health Perspect., 1999, 107(10), p.843-849.

Pleus R. C., Kelly K. E. : Health effects from hazardous waste incineration facilities : five case studies. Toxicology and Industrial Health, 1996, 12(2), p.277-287.

Price P. S., Su S.H., Harrington J. R., Keenan R.E. : Uncertainty and variation in indirect exposure assessments : an analysis of exposure to tetrachlorodibenzo-p-dioxin from a beef consumption pathway. Risk Analysis, 16(2), p.263-277.

R.E.C.O.R.D. : Les nouvelles exigences en matière d'évaluation de l'impact sur la santé des projets d'aménagement industriel et de transport. Etude R.E.C.O.R.D. n°99-0655/1A, rapport intermédiaire, Avril 2000.

Roberts S.M., Teaf C.M., Bean J.A. : Hazardous waste incineration. Evaluating the Human Health and Environmental Risks. Lewis Publishers, 1999, New-York.

Rogers H.W. : Incinerator air emissions inhalation exposure perspectives. Environmental health, 1995, 58(5), p.12-15.

Rowat S.C. : Incinerator toxic emissions : a brief summary of human health effects with a note on regulatory control. Medical Hypotheses, 1999, 52(5), p.389-396.

Sarofim A.F., Suk W.A. : Health effects of combustion by-product. Environ. Health Perspect. Supplements, 1994, 102 (Suppl 1), p.237-244.

Schumacher M., Granero S., Llobet J.M., De Kok H.A.M., Domingo J.L. : Assessment of baseline levels of PCDD/DF in soils in the neighbourhood of a new hazardous waste incinerator in Catalonia, Spain. Chemosphere, 1997, 35(9), p.1947-1958.

Sedman R.M., Esparza J.R. : Evaluation of volatile organic emissions from hazardous waste incinerators. Environ. Health Perspect., 1991a, 94, p.169-180.

Sedman R.M., Esparza J.R. : Evaluation of the public health risks associated with semivolatile metal and dioxin emissions from hazardous waste incinerators. Environ. Health Perspect., 1991b, 94, p.181-187.

SFSP (Société Française de Santé Publique) : L'incinération des déchets et la Santé Publique : bilan des connaissances récentes et évaluation du risque. Collection Santé & Société n°7, 1999, Paris.

Shusterman D., Lipscomb J., Neutra R., Satin K. : Symptom prevalence and odor-worry interaction near hazardous waste sites. Environ Health Perspect, 1991, 94, p.25-30.

Shy C. M. et al : Do waste incinerators induce adverse respiratory effect ? An air quality and epidemiological study of six communities. Environ. Health Perspect., 1995, 103(7-8), p.714-724.

Ten Tusscher G.W., Stam G.A., Koppe J.G. : Open chemical combustions resulting in a local increased incidence of orofacial clefts. Chemosphere, 2000, 40, p.1263-1270.

Thoumelin Ph. : Les nouvelles exigences en matière d'évaluation de l'impact sur la santé des projets d'aménagement industriel et de transport. Note de synthèse. R.E.C.OR.D., septembre 2000.

Travis C.C. et al. : Potential health risk of hazardous waste incineration. Journal of Hazardous Materials, 1987, 14, p309-320.

UE (Union Européenne) : Directive 2000/76/CE du Parlement Européen et du Conseil du 4 décembre 2000 sur l'incinération des déchets. JOCE du 28.12.2000.

UE (Union Européenne) : Directive 1999/30/CE du Conseil du 22 avril 1999 relative à la fixation de valeurs limites pour l'anhydride sulfureux, le dioxyde d'azote et les oxydes d'azote, les particules et le plomb dans l'air ambiant. JOCE du 26.6.1999.

US-EPA : <http://cfpub.epa.gov/iris/quickview.cfm?substance> (Février 2002)

US-EPA : Final Technical Support Document for HWC MACT Standards, Vol. II, HWC Emissions Database, Office of solid Waste and Emergency Response (5305), US-EPA July 1999.

US-EPA : Exposure and human health reassessment and related compounds. Part III : Integrated summary and risk characterization (2,3,7,8-Tetrachlorodibenzo-p-Dioxin TCDD). 2000, p.96.

Wang J.Y., Hsiue T. R., Chen H.I. : Bronchial responsiveness in an area of air pollution resulting from wire reclamation. Arch.Dis.Child., 1992, 67, p.488-490.

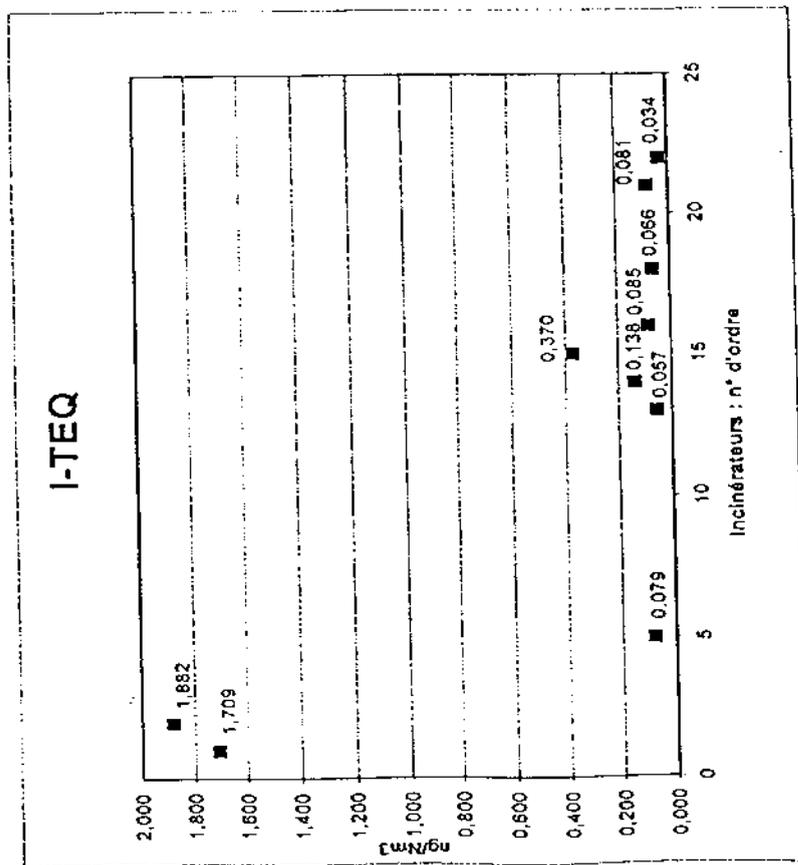
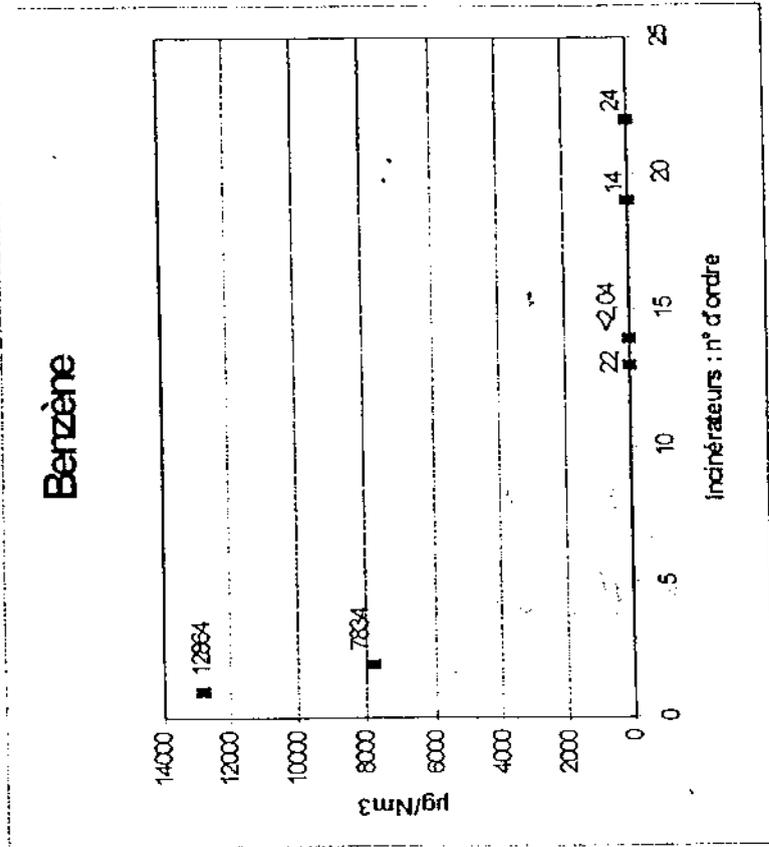
Williams F. L. R., Lawson A. b., Lloyd O. L. : Low sex ratios of births in areas at risk from air pollution from incinerators, as shown by geographical analysis and 3-dimensional mapping. International Journal of Epidemiology, 1992, 21(2), p.311-319.

Webster T., Connett P. : Risk assessment : a public health hazard ? Journal of pesticide reform, 1990, 10(1), p.26-31.

Yang H-H., Lee W-J. Chen S-J, Lai S-O. : PAH emission from various industrial stacks. Journal of Hazardous Materials, 1998, 60, p.159-174.

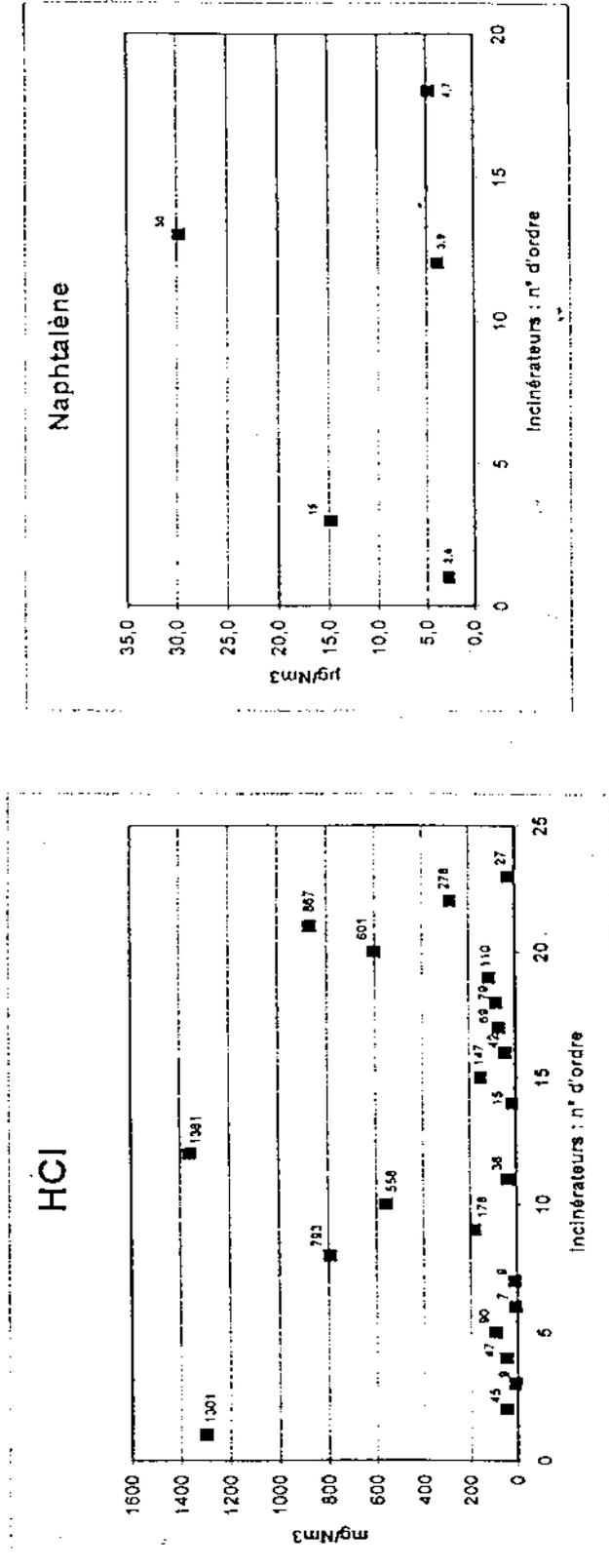
9 – ANNEXES

- Annexe 1 Valeurs à l'émission des dioxines (I-TEQ) et du benzène provenant des incinérateurs collectifs des Etats-Unis (données issues de la bibliographie)
- Annexe 2 Valeurs à l'émission de HCl et du naphtalène provenant des incinérateurs collectifs des Etats-Unis (données issues de la bibliographie)
- Annexe 3 Valeurs à l'émission de l'arsenic et du plomb provenant des incinérateurs collectifs des Etats-Unis (données issues de la bibliographie)
- Annexe 4 Répartition de la population du site A par mailles pour le logiciel Pol'ER
- Annexe 5 Données de consommation alimentaire – Enquête INCA
- Annexe 6 Données de consommation alimentaire – Bertrand M., 1993.
- Annexe 7 Site A - Comparaison des valeurs d'immission calculées par les logiciels ARIA et COTRAM (Pol'er) selon la valeur seuil pour l'arsenic (directions 20° et 140°)
- Annexe 8 Site A - Rapport des valeurs d'immission calculées par les logiciels ARIA Impact et COTRAM (Pol'er) selon la valeur seuil pour l'arsenic (directions 20° et 140°)
- Annexe 9 Site A - Résultats de concentrations à l'immission des PCDD – Modélisation par COTRAM – Valeur seuil
- Annexe 10 Site A - Résultats de concentrations à l'immission des PCDD – Modélisation par ARIA Impact – Valeur seuil
- Annexe 11 Site A - Carte de dispersion atmosphérique des PCDD – Modélisation par ARIA Impact – Valeur seuil
- Annexe 12 Site A - Carte de dispersion atmosphérique des PCDD – Modélisation par COTRAM – Valeur seuil
- Annexe 13 Site A - Dépôts surfaciques des PCDD – Modélisation par ARIA Impact – Valeur seuil



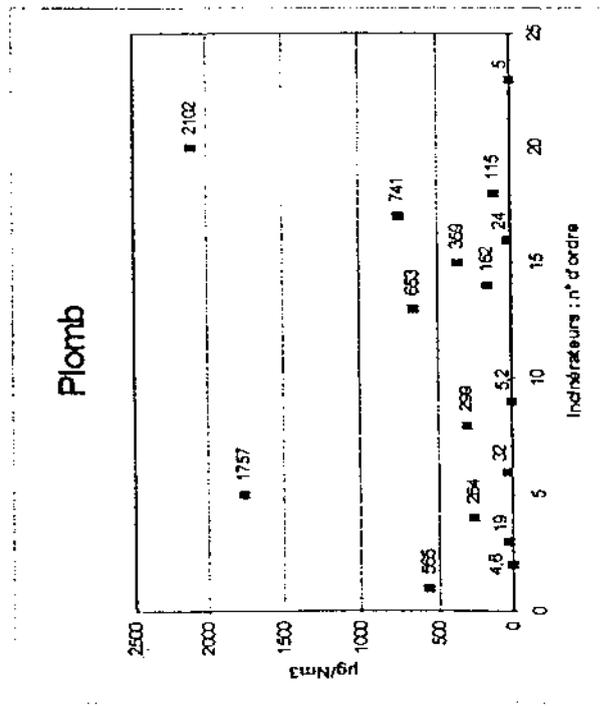
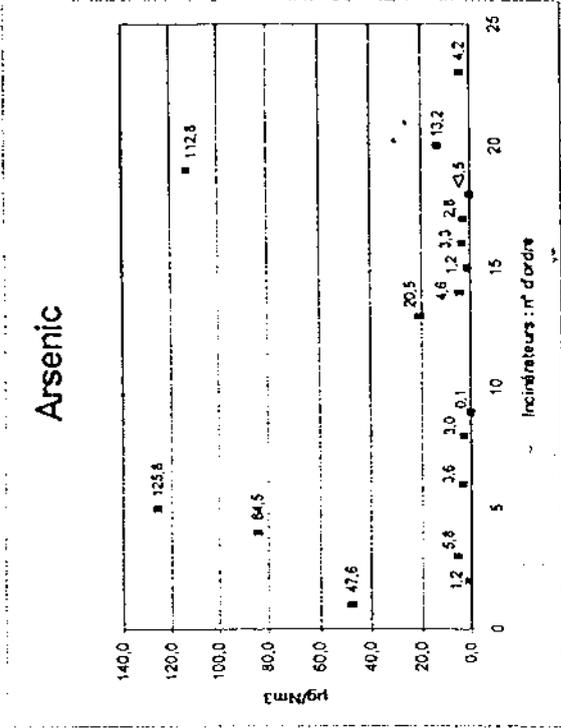
Graphes : Médiane des valeurs à l'émission pour les PCDD et le benzène concernant des incinérateurs américains issues de données bibliographiques (*).

(*): Final technical support document for HWC MACT standards-HWC emissions database-Volume II-Main report, 32 p.-Appendix C : incinerators. Sections 7-8, 871 p. Office of Solid Waste and Emergency Response (5305). U.S. Environmental Protection Agency, July 1999



Graphes : Médiane des valeurs à l'émission pour le HCl et le naphtalène concernant des incinérateurs américains issues de données bibliographiques (*).

(*) : Final technical support document for HWC MACT standards-HWC emissions database-Volume II-Main report, 32 p.-Appendix C : incinerators. Sections 7-8. 871 p. Office of Solid Waste and Emergency Response (5305). U.S. Environmental Protection Agency, July 1999



Graphes : Médiane des valeurs à l'émission pour l'arsenic et le plomb concernant des incinérateurs américains issues de données bibliographiques (*).

(*): Final technical support document for HWC MACT standards-HWC emissions database-Volume II-Main report, 32 p.-Appendix C : incinerators. Sections 7-8. 871 p. Office of Solid Waste and Emergency Response (5305). U.S. Environmental Protection Agency, July 1999

Sexe	FEMMES						HOMMES							
	Age	0-19	20-39	40-59	60-74	75+	TOTAL Femmes	0-19	20-39	40-59	60-74	75+	TOTAL Hommes	TOTAL
Zones														
1		22	26	24	14	9	95	23	26	24	12	5	90	185
2		22	26	24	14	9	95	23	26	24	12	5	90	185
3		22	26	24	14	9	95	23	26	24	12	5	90	185
4		22	26	24	14	9	95	23	26	24	12	5	90	185
5		30	35	33	18	12	128	32	35	32	16	7	122	250
6		75	88	82	46	31	322	79	88	81	39	17	304	626
7		75	88	82	46	31	322	79	88	81	39	17	304	626
8		30	35	33	18	12	128	32	35	32	16	7	122	250
9		40	47	44	25	16	172	42	47	43	21	9	162	334
10		100	117	109	61	41	428	105	117	107	52	23	404	832
11		100	117	109	61	41	428	105	117	107	52	23	404	832
12		40	47	44	25	16	172	42	47	43	21	9	162	334
13		48	57	53	29	20	207	51	57	52	25	11	196	403
14		120	141	131	74	49	515	126	141	129	63	28	487	1002
15		120	141	131	74	49	515	126	141	129	63	28	487	1002
16		48	57	53	29	20	207	51	57	52	25	11	196	403
17		56	66	61	34	23	240	59	66	60	29	13	227	467
18		140	165	153	86	58	602	147	165	151	73	32	568	1170
19		140	165	153	86	58	602	147	165	151	73	32	568	1170
20		56	66	61	34	23	240	59	66	60	29	13	227	467
21		66	78	72	41	27	284	70	78	71	35	16	270	554
22		165	194	180	101	68	708	173	194	177	86	38	668	1376
23		165	194	180	101	68	708	173	194	177	86	38	668	1376
24		66	78	72	41	27	284	70	78	71	35	16	270	554
25		74	87	81	45	31	318	78	87	80	39	17	301	619
26		74	87	81	45	31	318	78	87	80	39	17	301	619
27		74	87	81	45	31	318	78	87	80	39	17	301	619
28		74	87	81	45	31	318	78	87	80	39	17	301	619
29		83	96	90	50	32	351	87	98	90	44	19	338	689
30		83	96	90	50	32	351	87	98	90	44	19	338	689
31		83	96	90	50	32	351	87	98	90	44	19	338	689
32		83	96	90	50	32	351	87	98	90	44	19	338	689

25	74	87	81	45	31	318	78	87	80	39	17	301	619
26	74	87	81	45	31	318	78	87	80	39	17	301	619
27	74	87	81	45	31	318	78	87	80	39	17	301	619
28	74	87	81	45	31	318	78	87	80	39	17	301	619
29	83	96	90	50	32	351	87	98	90	44	19	338	689
30	83	96	90	50	32	351	87	98	90	44	19	338	689
31	83	96	90	50	32	351	87	98	90	44	19	338	689
32	83	96	90	50	32	351	87	98	90	44	19	338	689

Consommations alimentaires moyennes des adultes selon l'âge (en g/j)

Produit	15-24 ans	25-44 ans	45-64 ans	65 ans et plus	Ensemble
Pain biscottes	83,7	119,0	138,3	146,5	122,6
Pâtes	45,1	37,3	34,7	26,0	36,1
Riz et semoule	24,0	24,3	18,9	12,0	20,8
Viennoiseries	24,3	21,6	11,0	9,9	17,3
Biscuits	19,2	15,3	10,6	10,1	13,9
Pâtisseries	33,8	33,9	40,8	34,8	35,8
Lait	146,7	124,2	96,1	117,0	119,5
Ultra frais laitier	76,2	78,5	70,7	75,3	75,5
Fromages	26,0	40,1	44,7	42,3	39,3
Oeufs et dérivés	15,9	16,2	23,4	17,8	18,3
Beurre	11,1	13,8	14,3	14,7	13,6
Viandes	61,3	60,0	63,3	50,8	59,6
Volailles et gibiers	31,1	37,4	43,8	31,1	37,0
Charcuterie	32,9	41,3	41,1	32,9	38,4
Poissons	23,0	26,9	34,6	34,7	29,5
Légumes (hors pommes de terre)	93,9	116,4	146,4	128,5	122,5
Pommes de terre et dérivés	68,6	60,1	63,4	64,8	63,2
Légumes secs	8,1	10,7	12,4	8,2	10,3
Fruits	77,3	108,8	164,2	206,0	134,2
Sucres et dérivés	18,6	30,1	30,1	29,0	27,9
Eaux	570,2	574,2	541,5	526,0	556,9
Jus de fruits et sodas	200,2	106,8	53,7	52,2	99,8
Boissons alcoolisées	49,7	158,1	229,6	167,7	159,9
Café	66,1	228,5	254,2	188,5	200,7
Thé et boissons chaudes	34,6	65,7	108,1	76,6	73,3
Pizzas, quiches et tartes salées	36,1	27,8	16,6	11,4	23,6
Sandwiches	19,9	20,2	7,8	1,7	13,8
Soupes	44,1	56,6	110,9	162,3	86,4
Plats composés	88,9	93,8	67,1	56,0	79,6
Entremets	31,2	28,1	17,5	19,8	24,5
Compotes et fruits cuits	8,5	10,2	12,0	12,4	10,7

Source : AFSSA/CRÉDOC/DGAL, Enquête INCA 1999.

Consommations alimentaires moyennes des enfants selon l'âge (en g/j)

Produit	3 à 5 ans	6 à 8 ans	9 à 11 ans	12 à 14 ans	Ensemble
Pain biscottes	35,1	57,9	63,4	87,5	61,5
Céréales petit déjeuner	15,4	20,5	21,1	17,3	18,6
Pâtes	26,3	33	43,8	44,7	37,0
Riz et semoule	16,5	18,6	23,1	26,7	21,3
Viennoiseries	19,3	24,4	25,3	27,7	24,3
Biscuits	30,4	32,7	26,3	27,8	29,3
Pâtisseries	22,6	32,4	34,9	38,8	32,3
Lait	247,1	232	201,3	196,2	219,0
Ultra frais laitier	89,6	86,2	67,3	63,4	76,6
Fromages	18,3	21,6	23,7	25,3	22,3
Oufs et dérivés	9,4	11,8	13,4	11,5	11,5
Beurre	7,6	10,3	10,8	11,8	10,2
Viandes	34,2	41,7	51,1	59,2	46,7
Volailles et gibiers	17,5	23,5	31,5	29,9	25,6
Charcuterie	23,6	27,2	26,4	32,8	27,6
Poissons	17,8	21,1	21,1	21,2	20,3
Légumes (hors pommes de terre)	57,8	72,6	82,6	84,4	74,5
Pommes de terre et dérivés	44,4	56,1	67	73	60,3
Fruits	71,2	87,2	95,7	80,2	83,5
Sucres et dérivés	15,5	19	16,8	21,8	18,4
Eaux	401,1	496,8	467,4	537,1	477,7
Jus de fruits et sodas	180,3	173,6	198,5	236,8	197,7
Café	2,3	6,4	14,3	18,4	10,5
Thé et boissons chaudes	16,7	17,9	24,1	19,9	19,6
Pizzas, quiches et tartes salées	11,2	15,6	20,2	24,3	17,9
Sandwiches	5,6	8,1	11,5	15,5	10,2
Soupes	35,4	46,2	43,4	42,3	42,0
Plats composés	49	62,2	78,1	86	69,0
Entremets	36,2	30,2	36,3	28,1	32,5
Compotes et fruits cuits	10,8	12,6	10,7	8,9	10,8

Source : AFSSA/CRÉDOC/DGAL, Enquête INCA 1999.

CONSUMMATION ANNUELLE PAR PERSONNE
SELON LA CATEGORIE DE COMMUNE

TABLEAU V A

CONSUMMATION TOTALE

UNITE:KG

	POPULATION AGRICOLE			POPULATION NON AGRICOLE						ENSEMBLE
	COMMUNES RURALES	COMMUNES URBAINES	ENSEMBLE	COMMUNES RURALES	UNITES RURALES MOINS DE 10 000 H	UNITES URBAINES 10 000 A 100 000 H	UNITES URB PLUS DE 100 000 H SAUF PARIS	UNITES URBAINES DE PARIS	ENSEMBLE	
440 SAUCISSO SAU COITE	2,18	1,98	2,14	2,82	2,21	2,54	2,49	2,07	2,47	2,44
440 CHARCOTERIE	9,16	9,03	9,13	9,56	7,77	8,51	8,33	6,88	8,32	8,38
454 PLATS PREP SURGELES	1,39	2,14	1,55	5,03	5,80	4,36	4,92	4,77	4,91	4,66
450 CONS VIAND PLAT COI	3,44	3,27	3,40	8,66	9,83	8,32	1,89	7,71	8,62	8,23
511 POULETS ET COQS	11,54	10,88	11,40	7,34	8,50	1,67	8,02	8,58	7,95	8,21
51 VOLAILLES	17,47	15,99	17,47	13,18	13,77	13,01	12,28	12,48	12,82	13,16
52 LAPINS	5,53	5,56	5,54	2,67	2,68	1,88	1,65	1,10	1,93	2,20
53 GIBIERS	1,49	0,18	1,21	0,53	0,31	0,37	0,27	0,16	0,33	0,40
54 OEUFS (2)	160,23	184,90	145,46	143,07	138,37	135,69	137,82	122,18	135,79	137,89
6121 POISSONS SURGELES	1,21	0,45	1,05	1,53	1,70	1,35	1,51	1,59	1,52	1,49
611 POISSONS FRAIS	3,70	6,77	4,35	3,91	4,80	4,84	5,00	5,33	4,76	4,73
60 POISSONS CRUSTACES	5,13	7,88	5,72	5,79	6,84	6,43	6,90	7,45	6,65	6,58
7111 LAIT VRAC CRU (3)	34,22	9,55	28,99	7,85	4,85	3,04	1,59	0,95	3,51	5,40
711 LAIT FRAIS UHT (3)	88,39	72,27	84,97	70,99	64,91	67,62	61,77	58,65	64,73	66,23
7313 CANEMBERT BRIE	4,19	6,11	4,60	3,83	3,81	3,85	3,65	3,89	3,79	3,85
7331 GRUYERE	2,02	3,08	2,25	3,38	3,35	3,25	3,72	2,98	3,38	3,29
7351 FROMAGE BLANC	4,80	6,43	5,15	4,44	4,74	5,09	4,94	5,65	4,96	4,98
73 FROMAGE	14,33	20,04	15,54	15,39	15,47	16,07	16,38	16,20	15,96	15,93
74 YAOURT LAIT GELIF (2)	104,41	168,42	117,99	145,26	155,11	166,96	164,39	164,10	159,48	156,41
72 BEURRE	6,47	6,47	6,47	5,49	4,90	4,83	4,75	4,53	4,91	5,02
8411 HUILE D ARACHID (3)	2,11	2,37	2,16	2,41	2,40	2,28	2,00	2,42	2,26	2,26
841 HUILES (3)	8,85	7,88	8,65	7,74	8,59	6,94	7,40	8,05	7,64	7,71
842 MARGARIN GRAISS VEG	2,25	1,52	2,09	2,11	2,08	2,42	2,45	1,55	2,16	2,16
811 SUCRE	13,25	9,81	12,52	8,91	8,27	7,11	7,34	7,15	7,72	8,07
8121 MIEL	0,24	0,12	0,22	0,27	0,28	0,36	0,34	0,53	0,36	0,35
831 CHOCOLAT TABLETTES	1,22	1,86	1,36	1,40	1,37	1,31	1,23	1,49	1,35	1,35
83 CHOCOLAT ET PRODUIT	3,03	3,99	3,24	3,33	3,08	3,28	3,00	2,89	3,11	3,12
9111 VIN ORDINAIRE (3)	22,76	17,79	21,71	18,40	18,10	14,95	14,43	10,13	15,03	15,52
911 VINS (3)	26,56	23,57	25,93	25,72	24,47	24,65	26,86	24,16	25,65	25,67
9120 APERITIFS (3)	1,74	2,38	1,87	2,15	2,07	2,32	2,45	1,80	2,20	2,17
912 APER WHIS LIQUEUR (3)	2,17	3,50	2,46	3,33	2,99	3,48	3,68	3,06	3,37	3,31
913 BIERE (3)	7,60	12,06	8,55	11,34	10,51	9,32	14,05	7,92	11,04	10,85
914 CIDRE (3)	6,00	3,52	5,48	1,70	0,49	2,06	0,94	1,30	1,34	1,65
921 EAUX MINERALES (3)	46,65	89,33	55,70	64,26	83,04	88,61	98,82	82,89	84,43	82,31
922 JUS FRUIT LEGUME (3)	6,32	7,48	6,61	12,59	12,92	16,58	16,29	17,87	15,43	14,78
92 BOISSON NON ALCOO (3)	60,23	112,82	71,39	90,02	108,56	122,17	136,26	120,10	117,17	113,78
9311 CAFE EN GRAIN MOUL	3,75	4,46	3,90	3,20	3,09	3,34	3,19	2,84	3,15	3,20

(2) En unités. (3) En litres.

SOURCE : Enquête consommation alimentaire 1991, INSEE.

CONSUMMATION ANNUELLE PAR PERSONNE
SELON LA CATEGORIE DE COMMUNE

TABLEAU V B

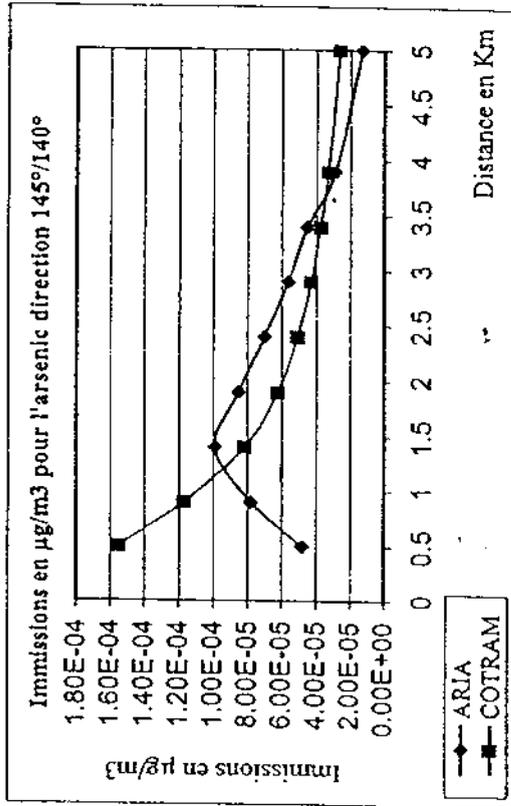
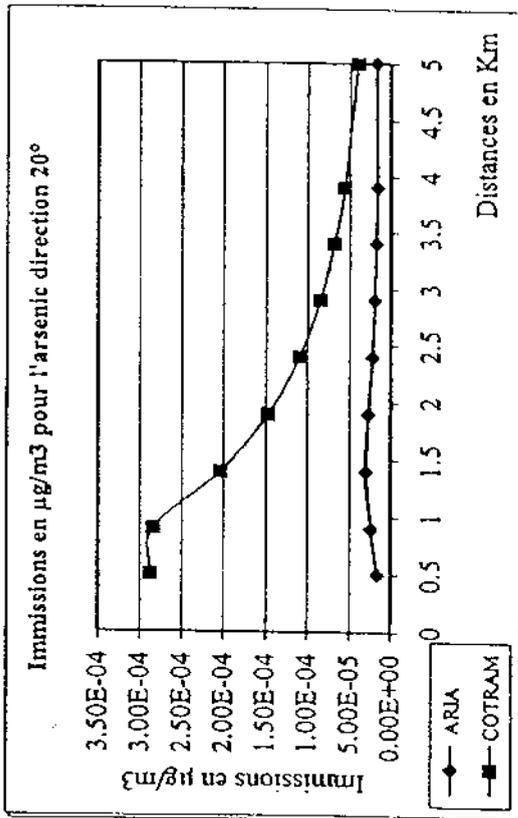
HORS AUTOCONSOMMATION (4)

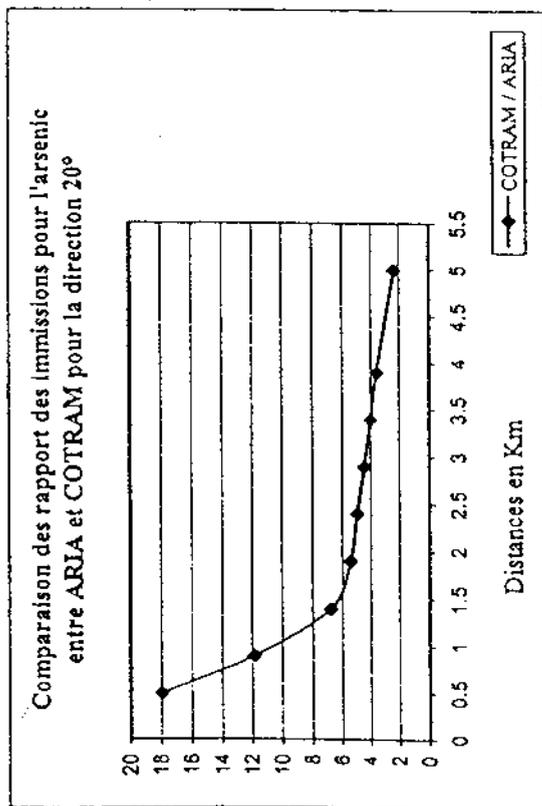
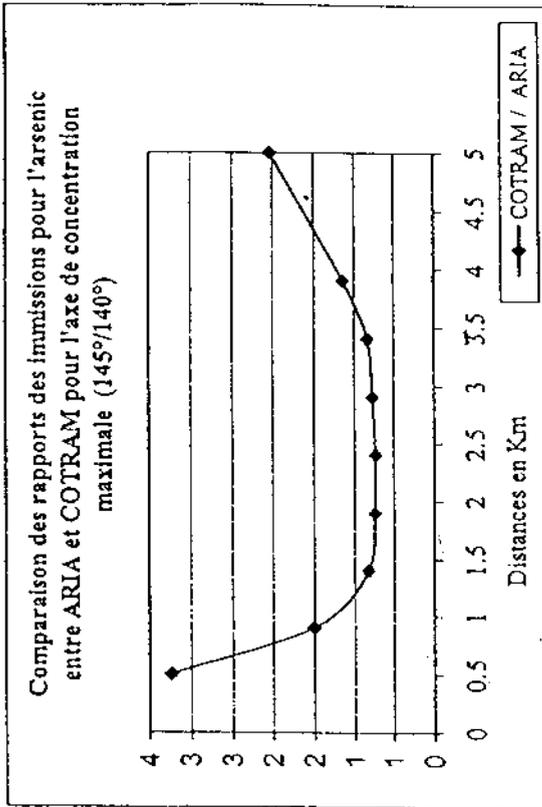
UNITE:KG

	POPULATION AGRICOLE			POPULATION NON AGRICOLE					ENSEMBLE	
	COMMUNES RURALES	COMMUNES URBAINES	ENSEMBLE	COMMUNES RURALES	UNITES URBAINES MOINS DE 10 000 H	UNITES URBAINES 10 000 A 100 000 H	UNITES URB PLUS DE 100 000 H SAUF PARIS	UNITES URBAINES DE PARIS		ENSEMBLE
111 PAIN ORDINAIRE	59,58	54,18	58,43	43,47	40,64	37,93	35,46	30,59	37,41	38,96
11 PAIN	61,20	56,92	60,30	46,16	43,17	40,82	39,11	34,56	40,63	42,09
15 PATES ALIMENTAIRES	6,78	8,63	7,17	6,22	5,33	6,10	5,81	4,86	5,73	5,84
16 RIZ	2,52	2,78	2,57	2,41	3,11	1,73	4,03	7,14	4,00	3,97
171 FARINE DE BLE	3,87	2,48	3,57	2,86	3,22	2,84	2,93	2,49	2,85	2,90
21 POMMES DE TERRE	10,14	14,59	11,10	17,36	22,73	30,34	32,70	20,90	25,54	24,47
222 CAROTTES	3,43	5,09	3,78	5,84	5,76	6,03	6,85	7,40	6,45	6,26
2232 CHOIX FLEURS	2,27	3,62	2,55	2,28	2,54	2,13	2,36	1,52	2,16	2,19
224 TOMATES FRAICHES	4,87	10,54	6,08	6,35	6,00	8,11	8,42	9,96	7,91	7,78
225 HARICOTS FRAIS	0,63	1,30	0,77	0,47	0,92	1,29	1,93	2,29	1,44	1,39
2211 LAITUES	1,04	1,33	1,10	1,69	2,18	2,29	2,57	2,04	2,18	2,10
2212 ENDIVES	2,27	2,86	2,40	3,11	4,19	3,91	4,47	5,09	4,14	4,01
2210 AUTRES SALADES	1,02	2,42	1,32	1,97	2,72	2,80	2,86	3,28	2,71	2,60
2277 POIREAUX	0,44	1,23	0,61	1,24	1,83	2,27	2,94	2,52	2,23	2,11
2274 ARTICHAUTS	0,73	0,86	0,75	0,91	0,74	0,98	1,39	0,89	1,04	1,02
22 LEGUMES FRAIS	20,82	39,08	24,69	32,83	39,04	41,91	49,56	50,80	43,42	42,03
23 LEGUMES SECS	0,46	0,63	0,50	0,80	0,46	0,95	0,62	1,01	0,78	0,76
251 LEGUMES SURGELES	0,84	0,79	0,83	1,66	2,03	2,10	2,03	1,80	1,92	1,84
3111 ORANGES	5,46	7,10	5,81	6,84	8,04	8,18	9,32	10,43	8,61	8,40
3121 BANANES	4,03	7,93	4,86	5,19	5,33	6,28	6,23	8,13	6,26	6,15
31 AGRUMES ET BANANES	14,39	21,85	15,98	17,23	19,31	20,94	23,19	28,33	21,94	21,50
321 POMMES	17,79	15,28	17,26	11,64	11,99	13,07	13,57	13,09	12,78	13,11
322 POIRES	2,69	5,71	3,33	2,38	1,91	2,72	3,26	3,62	2,88	2,91
323 PECHEs BRUGNONS	4,03	9,18	5,13	4,35	4,77	3,68	4,91	3,44	4,27	4,33
324 RAISIN DE TABLE	1,52	2,21	1,67	2,23	3,75	2,72	3,53	4,29	3,25	3,13
32 FRUITS FR METROPOL	29,79	40,21	32,00	26,48	26,84	28,00	33,05	33,42	30,01	30,16
33 FRUITS SECS A COQUE	0,75	2,05	1,03	0,85	1,25	1,02	1,11	1,37	1,10	1,09
352 CONFITURES COMPOTES	1,45	1,55	1,47	2,34	2,49	3,18	2,70	2,74	2,69	2,60
411 VIANDE DE BOEUF	9,37	12,39	10,01	11,41	12,17	13,77	13,79	12,18	13,81	11,68
412 VIANDE DE VEAU	2,07	3,00	2,26	2,86	3,05	3,14	2,90	3,12	2,99	2,94
413 VIANDE DE MOUTON	0,89	2,59	1,25	1,89	1,57	2,71	6,12	3,07	3,47	3,30
414 VIANDE DE CHEVAL	0,10	0,39	0,16	0,41	0,33	0,65	0,58	0,73	0,56	0,53
41 VIANDE DE BOUCHERIE	12,42	18,37	13,69	16,62	17,17	18,29	21,50	19,33	18,93	18,54
421 VIANDE DE PORC	5,89	6,69	6,06	6,52	6,44	6,34	5,35	5,26	5,90	5,92
42 PORC LARD	6,56	7,23	6,70	7,55	7,35	7,21	5,97	5,70	6,66	6,66
4411 JAMBON CUIT	3,34	3,82	3,44	3,98	3,89	3,91	3,94	3,24	3,81	3,78
441 JAMBON	3,69	4,32	3,82	4,71	4,67	4,57	4,75	4,00	4,56	4,51
442 PATE FOIE GRAS	1,60	1,74	1,63	1,85	1,52	1,62	1,38	1,23	1,52	1,53
4441 SAUCISSE FRAICHE	1,76	2,64	1,94	2,12	1,88	1,73	2,04	1,29	1,84	1,85

(4) les chiffres portés dans ce tableau correspondent aux achats et à l'autofourniture.

SOURCE : Enquête consommation alimentaire 1991, INSEE.





Modélisation COTRAM : Résultats de concentrations à l'immission du PCDD Unité en fg/m3

Degré	Distance du point de source en Km									
	0.5	0.9	1.4	1.9	2.4	2.9	3.4	3.9	5	
0	1.82E+00	1.66E+00	1.15E+00	8.20E-01	6.21E-01	4.88E-01	3.97E-01	3.33E-01	2.41E-01	
20	2.88E+00	2.85E+00	2.03E+00	1.46E+00	1.09E+00	8.43E-01	6.75E-01	5.57E-01	3.92E-01	
40	2.49E+00	2.55E+00	1.91E+00	1.41E+00	1.07E+00	8.28E-01	6.64E-01	5.47E-01	3.84E-01	
60	2.19E+00	2.38E+00	1.87E+00	1.40E+00	1.07E+00	8.27E-01	6.62E-01	5.44E-01	3.79E-01	
80	1.55E+00	1.75E+00	1.42E+00	1.09E+00	8.42E-01	6.58E-01	5.30E-01	4.38E-01	3.07E-01	
100	1.28E+00	1.26E+00	9.87E-01	7.57E-01	5.93E-01	4.72E-01	3.87E-01	3.24E-01	2.33E-01	
120	1.28E+00	1.11E+00	8.17E-01	6.27E-01	5.03E-01	4.15E-01	3.51E-01	3.02E-01	2.27E-01	
140	1.55E+00	1.18E+00	8.17E-01	6.23E-01	5.07E-01	4.29E-01	3.72E-01	3.28E-01	2.58E-01	
160	1.10E+00	8.04E-01	5.67E-01	4.54E-01	3.89E-01	3.44E-01	3.09E-01	2.80E-01	2.31E-01	
180	5.54E-01	4.16E-01	3.22E-01	2.75E-01	2.43E-01	2.18E-01	1.96E-01	1.77E-01	1.43E-01	
200	6.99E-01	5.01E-01	3.60E-01	2.89E-01	2.46E-01	2.14E-01	1.88E-01	1.68E-01	1.33E-01	
220	8.63E-01	5.81E-01	4.18E-01	3.40E-01	2.92E-01	2.56E-01	2.28E-01	2.04E-01	1.63E-01	
240	9.71E-01	6.89E-01	4.92E-01	3.96E-01	3.39E-01	2.98E-01	2.66E-01	2.40E-01	1.95E-01	
260	8.23E-01	6.89E-01	4.98E-01	3.91E-01	3.26E-01	2.81E-01	2.47E-01	2.21E-01	1.78E-01	
280	6.88E-01	5.58E-01	3.97E-01	3.05E-01	2.49E-01	2.10E-01	1.81E-01	1.60E-01	1.26E-01	
300	8.10E-01	7.38E-01	5.20E-01	3.85E-01	3.02E-01	2.46E-01	2.06E-01	1.77E-01	1.34E-01	
320	8.50E-01	7.28E-01	5.12E-01	3.82E-01	3.03E-01	2.48E-01	2.10E-01	1.81E-01	1.38E-01	
340	1.01E+00	8.53E-01	5.89E-01	4.35E-01	3.43E-01	2.82E-01	2.38E-01	2.06E-01	1.57E-01	

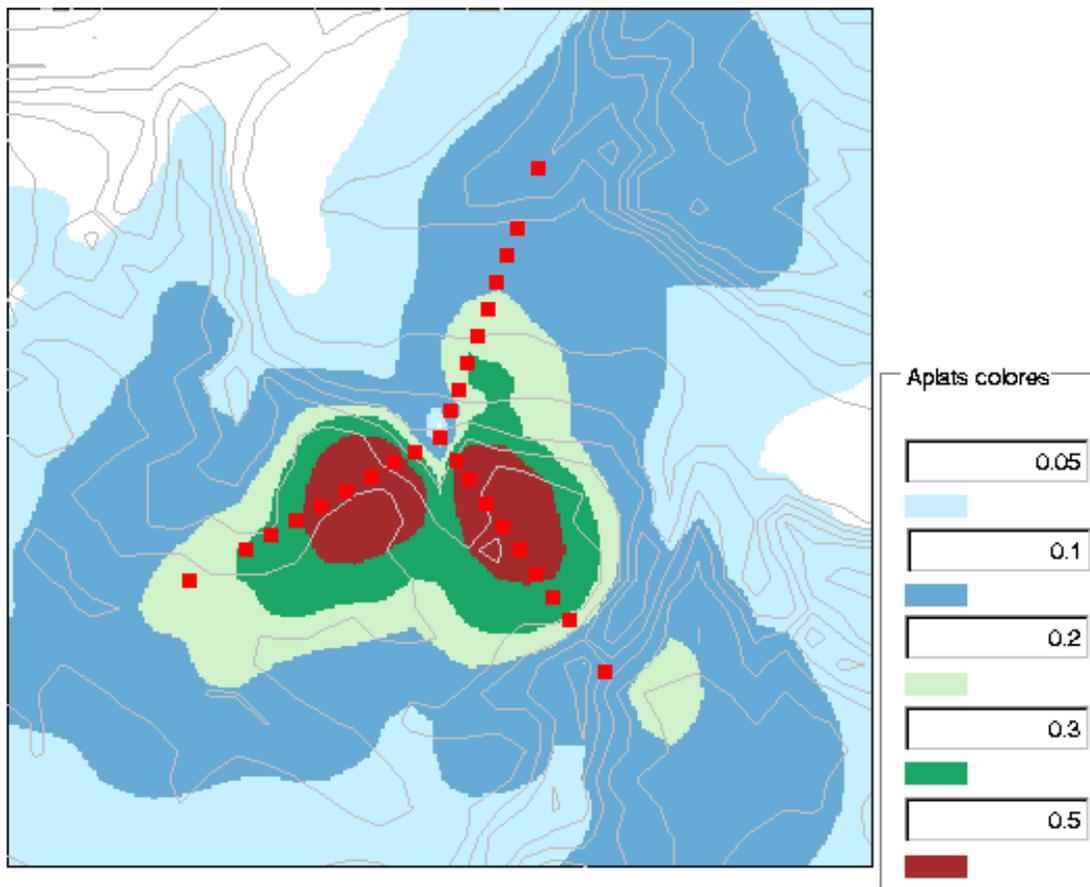
Modélisation ARIA : Concentrations à l'immission pour les PCDD en zone urbaine						
Coordonnées mailles	X_MIN	Y_MIN	X_MAX	Y_MAX	fg/m3	
14	549400	2441400	549900	2441900	1,28E+00	
13	548900	2441400	549400	2441900	1,00E+00	
14	549400	2440900	549900	2441400	8,45E-01	
13	548900	2440900	549400	2441400	8,23E-01	
12	548400	2441400	548900	2441900	6,67E-01	
12	548400	2440900	548900	2441400	6,24E-01	
13	548900	2440400	549400	2440900	6,01E-01	
12	548400	2440400	548900	2440900	5,57E-01	
14	549400	2440400	549900	2440900	5,18E-01	
11	547900	2440900	548400	2441400	4,65E-01	
12	548400	2439900	548900	2440400	4,35E-01	
11	547900	2441400	548400	2441900	4,18E-01	
11	547900	2440400	548400	2440900	4,12E-01	
13	548900	2439900	549400	2440400	3,99E-01	
11	547900	2439900	548400	2440400	3,99E-01	
14	549400	2439900	549900	2440400	3,79E-01	
10	547400	2440400	547900	2440900	3,53E-01	
11	547900	2439400	548400	2439900	3,34E-01	
10	547400	2439900	547900	2440400	3,28E-01	
10	547400	2439400	547900	2439900	3,09E-01	
12	548400	2439400	548900	2438900	3,07E-01	
9	546900	2440400	547400	2440900	3,02E-01	
9	546900	2439900	547400	2440400	3,02E-01	
10	547400	2440900	547900	2441400	2,96E-01	
13	548900	2439400	549400	2439900	2,87E-01	
14	549400	2439400	549900	2439900	2,77E-01	
8	546400	2439900	546900	2440400	2,77E-01	
10	547400	2441400	547900	2441900	2,62E-01	
9	546900	2439400	547400	2438900	2,61E-01	
10	547400	2438900	547900	2439400	2,57E-01	
8	546400	2440400	546900	2440900	2,55E-01	
11	547900	2438900	548400	2439400	2,46E-01	
9	546900	2438900	547400	2439400	2,43E-01	
8	546400	2439400	546900	2439900	2,42E-01	

7	11	545900	2439900	546400	2440400	2440400	2,42E-01
7	10	545900	2439400	546400	2439400	2439900	2,35E-01
9	13	546900	2440900	547400	2441400	2441400	2,31E-01
12	9	548400	2438900	548900	2439400	2439400	2,26E-01
9	8	546900	2438400	547400	2438900	2438900	2,21E-01
13	9	548900	2438900	549400	2439400	2439400	2,20E-01
8	9	546400	2438900	546900	2439400	2439400	2,16E-01
8	8	546400	2438400	546900	2438900	2438900	2,15E-01
7	12	545900	2440400	546400	2440900	2440900	2,09E-01
10	8	547400	2438400	547900	2438900	2438900	2,07E-01
8	13	546400	2440900	546900	2441400	2441400	2,06E-01
14	9	549400	2438900	549900	2439400	2439400	2,03E-01
7	9	545900	2438900	546400	2439400	2439400	2,02E-01
9	7	546900	2437900	547400	2438400	2438400	1,97E-01
8	7	546400	2437900	546900	2438400	2438400	1,95E-01
7	8	545900	2438400	546400	2438900	2438900	1,90E-01
11	8	547900	2438400	548400	2438900	2438900	1,83E-01
9	14	546900	2441400	547400	2441900	2441900	1,81E-01
7	7	545900	2437900	546400	2438400	2438400	1,78E-01
10	7	547400	2437900	547900	2438400	2438400	1,74E-01
12	8	548400	2438400	548900	2438900	2438900	1,72E-01
7	13	545900	2440900	546400	2441400	2441400	1,64E-01
13	8	548900	2438400	549400	2438900	2438900	1,63E-01
8	14	546400	2441400	546900	2441900	2441900	1,57E-01
11	7	547900	2437900	548400	2438400	2438400	1,57E-01
14	8	549400	2438400	549900	2438900	2438900	1,49E-01
12	7	548400	2437900	548900	2438400	2438400	1,48E-01
7	14	545900	2441400	546400	2441900	2441900	1,39E-01
13	7	548900	2437900	549400	2438400	2438400	1,32E-01
14	7	549400	2437900	549900	2438400	2438400	1,14E-01
Hameau							
18	14	551400	2441400	551900	2441900	2441900	1,30E+00

Site A

Carte de concentration en moyenne annuelle pour les dioxines

Valeurs seuils (en fg/m³)



MIN : 0

MAX : 1,29834

Etendue : 15 km / 15 km

Logiciel ARIA Impact

COTRAM

PcDDS

Date calcul: 11/06/2002

Site: PcDDS

Rejet: 00 00 00 N - 000 00 00 E

Concentration vol. moy.

ng/m3

Concentrations à l'immission

PCDD

Valeurs seuils d'émission

--- 2.000E-006

— 1.000E-006

--- 5.000E-007

--- 2.000E-007

— 1.000E-007

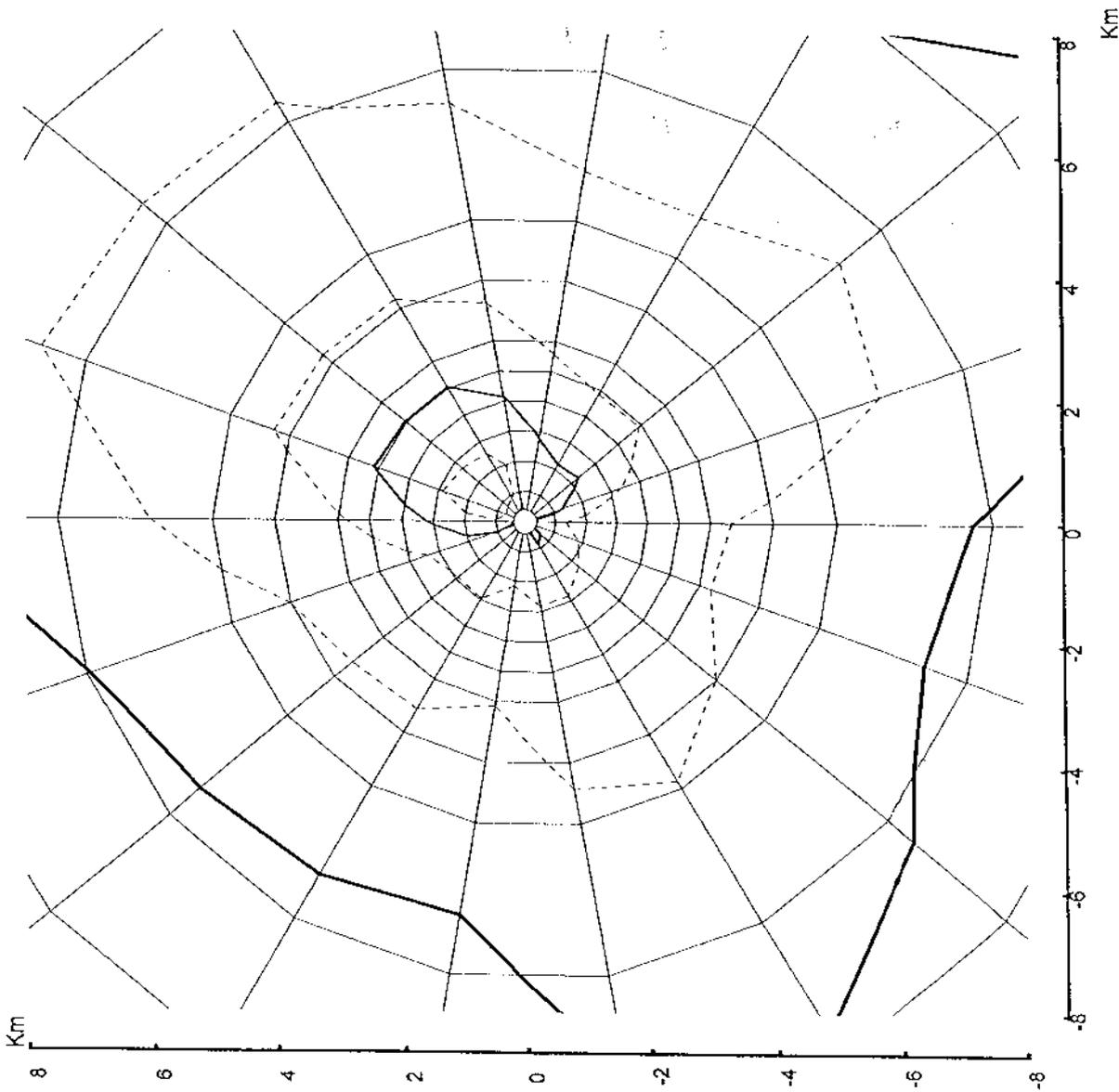
--- 5.000E-008

--- 2.000E-008

— 1.000E-008

--- 5.000E-009

ANNEXE 12



17:10
11/6/2002

Modélisation ARIA : Dépôts surfaciques pour les PCDD en zone périphérique de la ville						
Coordonnées mailles	X MIN	Y MIN	X MAX	Y MAX	Y MAX	fg/m ² /s
14	549400	2441400	549900	2441900	2441900	5,12E-03
13	548900	2441400	549400	2441900	2441900	4,01E-03
14	549400	2440900	549900	2441400	2441400	3,40E-03
12	548400	2441400	548900	2441900	2441900	2,67E-03
14	549400	2440400	549900	2440900	2440900	2,08E-03
11	547900	2441400	548400	2441900	2441900	1,67E-03
14	549400	2439900	549900	2440400	2440400	1,52E-03
14	549400	2439400	549900	2439900	2439900	1,11E-03
10	547400	2441400	547900	2441900	2441900	1,05E-03
7	545900	2439900	546400	2440400	2440400	9,70E-04
7	545900	2439400	546400	2439900	2439900	9,39E-04
7	545900	2440400	546400	2440900	2440900	8,41E-04
14	549400	2438900	549900	2439400	2439400	8,12E-04
7	545900	2438900	546400	2439400	2439400	8,07E-04
9	546900	2437900	547400	2438400	2438400	7,91E-04
8	546400	2437900	546900	2438400	2438400	7,88E-04
7	545900	2438400	546400	2438900	2438900	7,60E-04
9	546900	2441400	547400	2441900	2441900	7,23E-04
7	545900	2437900	546400	2438400	2438400	7,13E-04
10	547400	2437900	547900	2438400	2438400	6,97E-04
7	545900	2440900	546400	2441400	2441400	6,69E-04
8	546400	2441400	546900	2441900	2441900	6,28E-04
11	547900	2437900	548400	2438400	2438400	6,26E-04
14	549400	2438400	549900	2438900	2438900	5,96E-04
12	548400	2437900	548900	2438400	2438400	5,91E-04
7	545900	2441400	546400	2441900	2441900	5,57E-04
13	548900	2437900	549400	2438400	2438400	5,28E-04
14	549400	2437900	549900	2438400	2438400	4,58E-04
Modélisation ARIA : Dépôts surfaciques pour les PCDD au niveau du hameau						
18	551400	2441400	551900	2441900	2441900	5,18E-03
Modélisation ARIA : Dépôts surfaciques pour les PCDD au niveau de la zone d'élevage						
19	551900	2440400	552400	2440900	2440900	2,81E-03